

**„Entwicklung eines selbstgängigen statischen Verfahrens zur
biologischen Stabilisierung und Verwertung organikreicher Abfälle
unter extrem ariden Bedingungen für Entwicklungs- und Schwellenländer,
am Beispiel der Stadt Teheran“**

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades

Doktor der Ingenieurwissenschaften (Dr.-Ing.)

aus dem Institut für Stoffstrom- und Abfallwirtschaft

an der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät

der Universität Rostock

Rostock, 2016

vorgelegt von:

Dipl.-Ing. André Körtel

aus Dresden

geboren am 01.03.1974 in Dresden

Gutachter:

1. Gutachter

PD Dr.-Ing. habil. Abdallah Nassour

Insitut für Stoffstrom- und Abfallwirtschaft, Universität Rostock

2. Gutachter

Prof. Dr.-Ing. Kranert

Lehrstuhl für Abfallwirtschaft und Abluft, Universität Stuttgart

3. Gutachter

Prof. (em.) Dr.-Ing. Peter Spillmann

Am Rohrbruch 2g, 38108 Braunschweig

Datum der Einreichung: 15. April 2015

Datum der Verteidigung: 14. Juni 2016

Kurzfassung

Nach den Ermittlungen der WHO haben ca. 1,2 Milliarden Menschen gegenwärtig keinen Zugang zu sauberem Trinkwasser, Tendenz steigend. Das Problem ist vorrangig auf aride Zonen konzentriert. Da auch unter diesen Klimabedingungen nachweislich extrem hoch belastete Sickerwässer aus Abfällen die Trinkwasservorräte langfristig gefährden, wurde vom Verfasser ein Verfahren entwickelt, mit dem auf biologischem Wege mit einfacher, aber robuster Aufbereitung die Siedlungsabfälle genau so weitgehend stabilisiert werden können wie in abfallwirtschaftlich hoch entwickelten Industrieländern. Eine technische Basisabdichtung der Betriebsfläche ist zum Schutz des Grundwassers nicht zwingend erforderlich. Das Betriebsproblem wurde dadurch gelöst, dass der grob zerkleinerte Siedlungsabfall auf einer Schicht aus biologisch stabilisierten trockenen Siebresten als basisbelüftete Tafelmiete (Naturzug mit technischer Starthilfe) so aufgesetzt wird, dass

- die Unterschicht das primäre Sickerwasser speichert
- der erste Teilstrom der Zuluft waagrecht durch den Speicher zum Abluftkamin strömt und den vom Speicher gebildeten Tropfkörper mit Sauerstoff versorgt
- der zweite Teilstrom der Zuluft vertikal durch den Frischmüll strömt und dessen aeroben Abbau sicherstellt
- eine Deckschicht aus biologisch stabilem Feinmaterial die Reaktionsgase filtert und Vektoren fernhält
- das von der trockenen Zuluft in der Speicherschicht bei 45°C aufgenommene Wasser im ersten Teilstrom über den Kamin abgeführt wird
- das im zweiten Teilstrom aufgenommene gespeicherte Wasser in die Miete eingetragen und über die ebenfalls 45°C warme Deckschicht verdunstet wird
- das vom zweiten Teilstrom in der Miete bei 60°C bis 70°C aufgenommene Wasser in der Deckschicht bei 45°C kondensiert und als Kreislaufwasser in die Miete zurückströmt
- die Schichten so dimensioniert werden, dass die biologische Stabilisierung des Frischmülls abgeschlossen ist, wenn das Überschusswasser aus dem Speicher verdunstet ist
- der Naturzug auf der Zuluftseite mit einem einfachen Gebläse mit Intervallschaltung gestartet und der Erfolg durch Messungen in der Kaminabluft geprüft wird.

Das Verfahren setzt eingehende Kenntnisse des leitenden Personals und eine sorgfältige Ausbildung und Erfolgskontrolle des ausführenden Personals voraus. Es wurde unter den ariden Bedingungen der Deponie der Stadt Teheran bis zum Regelbetrieb für 1.000 Mg/Tag entwickelt sowie erprobt und der Betrieb für 2.000 Mg/Tag angeboten. Die Übertragung auf einen anderen Standort erfordert mindestens einen erfolgreichen Probetrieb über einen vollständigen Jahreszyklus.

Sofern der Siedlungsabfall industriell nicht belastet ist, kann das Produkt nachweislich als Bodenverbesserungsmittel verwendet werden. Im Falle einer industriellen Belastung des Siedlungsabfalls ist dieses Verfahren als Basis eines an der Universität Rostock entwickelten Trennverfahrens mit stofflich differenzierter Behandlung und Verwertung geeignet. Dessen geringer technischer Aufwand kann auch von Ländern mit extrem geringer Wirtschaftskraft finanziert werden. Es senkt die Gewässerbelastung dauerhaft auf nahezu Null. Im Vergleich zur Ablagerung ohne Vorbehandlung wird die Emission klimabelastender Gase nahezu vollständig vermieden.

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei allen Personen, Institutionen und Firmen bedanken, welche mich im Laufe der Anfertigung meiner Dissertation unterstützt haben.

Bei den Vorbereitungen zu meiner Arbeit in Deutschland möchte ich ganz herzlich der Abfallbehörde der Stadt Schwäbisch Hall und dem gesamten Team der Deponie Hasenbühl für Ihre Unterstützung und Mithilfe bei den Vorversuchen danken. Des Weiteren danke ich Herrn Dr. Hashemi aus Schwäbisch Hall für seine fachlichen Ratschläge. Mein besonderer Dank gilt dem gesamten Team des Institutes für Abfallwirtschaft an der Universität Rostock unter der Leitung von Prof. Spillmann für die unzähligen Fachgespräche und wissenschaftlichen Anregungen.

Für die Vermittlung der Arbeitsmöglichkeit in Teheran möchte ich mich bei der Stadtverwaltung Teheran, insbesondere der Abfallbehörde der Stadt „OWRC = Organisation für Waste, Recycling und Composting“ bedanken. Gleiches gilt für die Bereitstellung von schweren Geräten (LKW, Bagger, Shredder, etc.), Arbeitskräften sowie Personal auf der Deponie in Teheran. Danken möchte ich Herrn Dr. Hashemi für die Herstellung der guten Kontakte für das Forschungsprojekt zwischen der Universität Rostock und der Stadt Teheran.

Die Finanzierung des Projektes erfolgte durch drei zentrale Einrichtungen:

- Die Landesgraduiertenförderung des Landes Mecklenburg / Vorpommern mit einem Stipendium für den Autor über 3 Jahre.
- Die Stadt Teheran, welche die gesamten Forschungen auf der Deponie der Stadt und die Unterkunft sowie den Transport des Autors in Höhe von knapp 1,5 Mio. Euro finanzierte.
- Des Weiteren bedanke ich mich für die großzügige finanzielle Unterstützung der Universität Rostock, Institut für Abfallwirtschaft, für die Ausstattung mit der notwendiger Messtechnik, der Vorhaltung von Laborkapazitäten und Unterstützung des Promovenden in allen anderen Belangen im Zusammenhang mit der vorliegenden Dissertation.

Herrn Dipl.-Chem. Peter Hartmann danke ich für die Konstruktion und Herstellung der speziellen Messgeräte, mit denen erstmals Strömungen unter extremen Bedingungen des rottenden Abfalls zuverlässig gemessen werden konnten.

Herrn Professor Spillmann danke ich für die permanente Unterstützung in den letzten 17 Jahren. Ich bin ihm sehr verbunden für die unzähligen fachlichen Diskussionen und Anregungen im Laufe der Arbeiten. Des Weiteren habe ich ihn als wunderbaren und stets hilfsbereiten Mentor und Betreuer dieser Arbeit kennen und schätzen gelernt. Ebenso danke ich ihm für seine Aktualisierung der wissenschaftlichen Rahmenbedingungen zur Bewertung der von mir erzielten Ergebnisse und seiner redaktionellen Inputs zu deren Darstellung, auf der Grundlage meines Abschlussberichtes und der zugehörigen Dokumentation der Messergebnisse.

Dem Architekten, Herrn Dipl.-Ing. Martin Renger aus Braunschweig, danke ich vielmals für die redaktionelle Unterstützung beim Erstellen der Endfassung meiner Dissertationsschrift.

Besonders danken möchte ich meinen lieben Eltern, welche mich über den gesamten Zeitraum, von den ersten Vorversuchen bis hin zur Fertigstellung der Dissertationsschrift, permanent in allen Belangen unterstützt und großzügig gefördert haben. Besonders meinem Vater möchte ich für seine unendliche Ausdauer, die redaktionelle Unterstützung als auch für die unzähligen fachlichen Diskussionsrunden sehr herzlich danken.

Abbildungsverzeichnis

| | |
|----------------|--|
| Abbildung 2.1 | Brand auf der Deponie Teheran |
| Abbildung 3.1 | Umschlagstation in Teheran |
| Abbildung 3.2 | Notwendigkeit einer täglichen Abfuhr der Siedlungsabfälle |
| Abbildung 3.3 | Organigramm der täglichen Abfallmassen in Teheran und deren Behandlung |
| Abbildung 3.4 | Diagramm der Abfallzusammensetzung in Teheran (Saeed 2002) |
| Abbildung 3.5 | Trench Dumping System auf der Deponie Teheran |
| Abbildung 3.6 | Diagramm des jahreszeitlichen Sickerwasseranfalls (Teheran Sist 2001) |
| Abbildung 3.7 | Kompostwerk Teheran |
| Abbildung 3.8 | Diagramm der Effizienz des Kompostwerks (Naghavi 2002) |
| Abbildung 3.9 | CarCo Anlage |
| Abbildung 3.10 | Nutzung eines Top Turners in der CarCo Anlage |
| Abbildung 3.11 | Schema des anaeroben Bioreaktors des kanadischen Konsortiums (O.W.R.C. 2002) |
| Abbildung 3.12 | Schema des Fukuoka Verfahrens (O.W.R.C. 2002) |
| Abbildung 4.1 | Anforderung an das Promotionsvorhaben |
| Abbildung 4.2 | Zusammenhang zwischen der Mobilität der organischen Substanz und der Schwermetallemission aus einer Abfallablagerung (Eschkötter 2004, Abb. 6.11) |
| Abbildung 5.1 | Prinzipschema einer Kaminzugmiete nach Spillmann/Colins (1981), angewendet von Maak (2001, 2002) auf der Deponie Meisenheim, Landkreis Bd. Kreuznach |

| | |
|---------------|---|
| Abbildung 5.2 | Schematischer Querschnitt durch die Rottemieten |
| Abbildung 5.3 | Schema des Belüftungssystems beim Schwäbisch Haller Modell |
| Abbildung 5.4 | Schema des Belüftungssystems beim Teheraner Modell |
| Abbildung 5.5 | Horizontale Gasströmung beim Teheraner Modell |
| Abbildung 5.6 | Vertikale Gasströmung beim Teheraner Modell |
| Abbildung 5.7 | Kleiner Sickerwassersee auf der Deponie Teheran |
| Abbildung 6.1 | Übersicht über die Versuchsfläche mit den Mieten (=Hauptvarianten) 3 bis 6 |
| Abbildung 6.2 | Ablauf der Untersuchungen |
| Abbildung 6.3 | Schema der neuen Abfallbehandlung |
| Abbildung 6.4 | Messpunkte in der Miete und meteorologische Daten |
| Abbildung 6.5 | Temperaturmessung in der Messlanze |
| Abbildung 6.6 | Meteorologische Daten von der Deponie Teheran |
| Abbildung 7.1 | Schema Variante 1 und 1 a |
| Abbildung 7.2 | Beregnungsversuch |
| Abbildung 7.3 | Schema Variante 2 |
| Abbildung 7.4 | Variante 1 und Variante 2 |
| Abbildung 7.5 | Eindringen von Sickerwasser in den Oberboden |
| Abbildung 7.6 | Schema der Hauptvariante 3 mit den Untervarianten 3.1 und 3.2 |
| Abbildung 7.7 | Variante 3.1 und Variante 3.2 |
| Abbildung 7.8 | Schema Hauptvariante 4 mit den Untervarianten 4.1 und 4.2 |

| | |
|----------------|---|
| Abbildung 7.9 | Demonstration des Gas- und Wasserhaushaltes im dreischichtigen Aufbau der Miete |
| Abbildung 7.10 | Variante 4.1 und Variante 4.2 |
| Abbildung 7.11 | Schema der Hauptvariante 5 mit den Untervarianten 5.1, 5.2 und 5.3 |
| Abbildung 7.12 | Variante 5.1, Variante 5.2 und Variante 5.3 |
| Abbildung 7.13 | Testaufbau zur Messung des Einflusses der Sonneneinstrahlung auf die Temperatur der Deckschicht |
| Abbildung 7.14 | Einfluss der Sonnenbestrahlung auf die Temperatur der Deckschicht |
| Abbildung 7.15 | Aktive und passive Absaugung der Mietenabluft zur Reaktivierung aerober Abbauvorgänge |
| Abbildung 7.16 | Diagramme der Gaszusammensetzung in den Mieten unter Einfluss der Reaktivierungsmaßnahmen |
| Abbildung 7.17 | Schema der Hauptvariante 6 mit den Untervarianten 6.1 bis 6.3 |
| Abbildung 7.18 | Messlanzenanordnung in den Varianten 6.1 und 6.2 |
| Abbildung 7.19 | Industrieventilator zur Intervallbelüftung der Rottemiete |
| Abbildung 7.20 | Variante 6.1, 6.2, 6.3 und Variante 4.1 |
| Abbildung 8.1 | Testlauf des EuRec Shredders Z 85 in Teheran |
| Abbildung 9.1 | Absieben der Feinfraktion nach der Rotte |
| Abbildung 9.2 | Atmungsaktivität und Rottegrad nach der Stabilisierung |
| Abbildung 9.3 | Diagramm der Feinfraktionsbelastung im Kompostwerk und beim Kaminzugverfahren |
| Abbildung 9.4 | Beschaffenheit der Grobfraktion |

Abbildung 9.5 Zusammensetzung der Grobfraction

Abbildung 10.1 Projektierte Abfallvorbehandlungsanlage

Tabellenverzeichnis

| | |
|-------------|--|
| Tabelle 2.1 | Wirtschaftskraft von Ländern nach OECD 2010 (Pfaff-Simoneit 2012) |
| Tabelle 2.2 | Kosten der Abfallentsorgung (Rudolf 2000), (Degener 2000) |
| Tabelle 2.3 | Kosten von Sammlung und Transport in Abhängigkeit des BIP (Pfaff-Simoneit 2012) |
| Tabelle 2.4 | Zusammenhang von BSP/Kopf und Abfallcharakteristika (Rudolf 2000) |
| Tabelle 2.5 | Darstellung der Abfalldaten von Beispielregionen (Rudolf 2000), (Degener 2000) |
| Tabelle 2.6 | Beurteilung der Nutzungsmöglichkeit von Behandlungsverfahren |
| Tabelle 2.7 | Standard für Kompost aus Siedlungsabfällen (Weltbank 1997) |
| Tabelle 3.1 | Verkaufserlöse des Kompostes in Teheran (Naghavi 2002) |
| Tabelle 3.2 | Monatlicher Subventionsaufwand der Kompostproduktion (Naghavi 2002) |
| Tabelle 4.1 | Stabilitätsparameter nach TASI 1993 eines weitgehend biologisch stabilisierten Siedlungsabfalls mit Nährstoffausgleich (Dörrie et. al. 2010, Tab. 4) |
| Tabelle 5.1 | Gewählte Mietenabmessungen des ersten Entwicklungsschrittes |
| Tabelle 6.1 | Kamin- und Messlanzenanzahl aller Mieten |
| Tabelle 6.2 | Übersicht der verwendeten Messverfahren |
| Tabelle 7.1 | Übersicht aller Varianten |
| Tabelle 7.2 | Wetterdaten vom 22.08.2000 um 14.00 Uhr |
| Tabelle 7.3 | Kompressorspezifikationen |

| | |
|--------------|---|
| Tabelle 7.4 | Belüftungsregime der Variante 6 |
| Tabelle 7.5 | Abluftgeschwindigkeiten und -mengen bei den Varianten 6.1 bis 6.3 |
| Tabelle 8.1 | Emissionen der Nachrotte und deren Relevanz (Scheelhase et. al. 2003) |
| Tabelle 9.1 | Zusammenhang von AT4 und Rottegraden nach Jourdan (BGK 1998) |
| Tabelle 9.2 | Eluatuntersuchungen der Feinfraktion |
| Tabelle 9.3 | Mittelwerte der Schwermetallbelastungen der Feinfraktion |
| Tabelle 10.1 | Spezifische Planungsschwerpunkte |
| Tabelle 10.2 | Kalkulation der Behandlungskosten für 1.000 Mg/d |

Einheitenverzeichnis

| | |
|-------------------------|----------------------------------|
| MJ | Megajoule |
| Mg | Megagramm |
| kg | Kilogramm |
| g | Gramm |
| mg | Milligramm |
| μg | Mikrogramm |
| ng | Nanogramm |
| l | Liter |
| ml | Milliliter |
| a | Jahr |
| d | Tag |
| h | Stunde |
| s | Sekunde |
| km | Kilometer |
| m | Meter |
| cm | Zentimeter |
| mm | Millimeter |
| km^2 | Quadratkilometer |
| ha | Hektar |
| m^2 | Quadratmeter |
| m^3 | Kubikmeter |
| $^{\circ}\text{C}$ | Grad Celsius |
| K | Kelvin |
| ph | pondus hydrogenii |
| kf | Wasserdurchlässigkeit nach Darcy |
| DN | Durchmesser der Nennweite |
| $\mu\text{S}/\text{cm}$ | Mikrosiemens pro Zentimeter |
| Δp | Druckdifferenz |
| δ | Dichte |

| | |
|-----|-------------|
| hPa | Hektopascal |
|-----|-------------|

| | |
|---|------|
| € | Euro |
|---|------|

| | |
|----|--------|
| \$ | Dollar |
|----|--------|

Gesetze und Regelwerke

| | |
|-----------|--|
| TASi | Technische Anleitung Siedlungsabfall |
| BImSchV | Bundesimmissionsschutzverordnung |
| DepV | Deponieverordnung |
| AbfAbIV | Abfallablagerungsverordnung |
| KrW-/AbfG | Kreislaufwirtschafts- / Abfallgesetz |
| LAGA | Länderarbeitsgemeinschaft Abfall |
| BioAbfV | Bioabfallverordnung |
| WHG | Wasserhaushaltsgesetz |
| TVA | Technische Verordnung über Abfälle (Schweiz) |
| EU-DepoRL | Europäische Union – Deponierichtlinie |
| EU-WRRL | Europäische Union – Wasserrahmenrichtlinie |

Abkürzungsverzeichnis

| | |
|------------------|--|
| MBA | Mechanisch - Biologische Abfallbehandlung |
| OECD | Organisation for Economic Co-Operation and Development |
| BSP | Bruttonutzenprodukt |
| OPEC | Organisation of the Petroleum Exporting Countries |
| BTX | Benzol, Toluol, Xylol - Aromaten |
| MVA | Müllverbrennungsanlage |
| KZV | Kaminzugverfahren |
| TS | Trockensubstanz |
| FS | Feuchtsubstanz |
| EW | Einwohner |
| TOC | Total Organic Carbon |
| AT ₄ | Atmungsaktivität nach 4 Tagen |
| GB ₂₁ | Gasbildungsrate nach 21 Tagen |
| TMW | Tagesmittelwert |
| GE | Geruchseinheiten |
| PCDD/F | Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane |
| EVA | Energetische Verwertungsanlage |
| EU | Europäische Union |
| EG | Europäische Gemeinschaft |
| DPU | Deutsche Projekt Union GmbH |
| CSB | Chemischer Sauerstoffbedarf |
| TKN | Total Kjeldahl Nitrogen |
| AOX | Adsorbierbare Organische Halogenverbindungen |
| RCP | Recycled Clean Products - Verfahren |
| RWE | Rheinisch - Westfälische Elektrizitätswerke Aktiengesellschaft |
| UNEP | United Nations Environment Programs |
| WHO | World Health Organization |
| BMWA | Bundesministerium für Wirtschaft und Arbeit Deutschland |
| TBU | Technisches Büro für Umweltschutz Innsbruck |

| | |
|------------------|---|
| CKW | Chlorierte Kohlenwasserstoffe |
| FCKW | Fluor - Chlor - Kohlenwasserstoffe |
| O.W.R.C. | Organization Waste Recycling and Composting |
| PET | Polyethylenterephthalat |
| PVC | Polyvinylchlorid |
| BSB ₅ | Biologischer Sauerstoffbedarf innerhalb 5 Tagen |
| UNCHS/HABITAT | United Nations Human Settlements Programs |
| EAMIC | Name des kanadischen Konsortiums |
| etc. | et cetera |
| et. al. | et alteri |
| LKW | Lastkraftwagen |
| BGK | Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. |
| LUFA | Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt |
| FH | Fachhochschule |
| EAWAG/ETH | Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz / Eidgenössische Technische Hochschule Zürich |
| BUS | Leitbild für die schweizerische Abfallwirtschaft (1986) |
| UBA | Umweltbundesamt |

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung

Abbildungsverzeichnis

Tabellenverzeichnis

Einheitenverzeichnis

Gesetze und Regelwerke

Abkürzungsverzeichnis

| | | |
|-------|--|----|
| 1 | Einführung in die Problematik | 1 |
| 2 | Abfallbeseitigung in Entwicklungsländern | 3 |
| 2.1 | Entwicklung der Erdbevölkerung und sozioökonomische Probleme | 3 |
| 2.2 | Wirkungskomplexe der Abfallwirtschaft | 3 |
| 2.2.1 | Hygiene | 3 |
| 2.2.2 | Ökologie | 4 |
| 2.2.3 | Sozioökonomie | 5 |
| 2.3 | Wirtschaftskraft und Finanzierung | 5 |
| 2.4 | Abfallcharakteristika | 6 |
| 2.5 | Grundsätze der Anpassung von Behandlungsverfahren | 8 |
| 3 | Abfallwirtschaftliche Arbeitsbedingungen in Teheran während der experimentellen Untersuchungen | 12 |
| 3.1 | Organisation und Verantwortlichkeit | 12 |
| 3.2 | Erfassung, Sammlung und Transport | 12 |
| 3.3 | Abfallzusammensetzung und -massen | 15 |
| 3.4 | Entsorgungskosten | 16 |
| 3.5 | Stand der Abfallbehandlung / -beseitigung | 17 |
| 3.5.1 | Geologische Situation | 17 |
| 3.5.2 | Ungeordnete Deponie | 17 |
| 3.5.3 | Kompostwerk | 19 |
| 3.5.4 | CarCo Anlage | 22 |
| 3.5.5 | Pilotprojekte und Studien | 23 |
| 4 | Zielstellung des Promotionsvorhabens | 27 |
| 4.1 | Stand des Wissens | 27 |
| 4.2 | Grundlagen der Verfahrensauswahl | 29 |
| 4.2.1 | Administrative Vorgaben (vgl. Anhang Kap. II) | 29 |
| 4.2.2 | Bewertung der Langzeitwirkung nach dem Stand der Wissenschaft (vgl. Anhang Kap. II) | 29 |

| | | |
|---------|--|----|
| 5 | Konzeption der Verfahrensentwicklung | 35 |
| 5.1 | Auswahl des Basisverfahrens | 35 |
| 5.2 | Konzeption der Anpassung an die Bedingungen der Stadt Teheran | 36 |
| 5.3 | Rechnerische Abschätzung des vom Verfasser gewählten Mietenaufbaues | 39 |
| 5.4 | Mietendimensionierung aufgrund rechnerischer Abschätzungen | 42 |
| 5.4.1 | Hauptabmessungen | 42 |
| 5.4.2 | Belüftungssystem | 43 |
| 5.4.3 | Gas- und Wasserhaushalt | 44 |
| 5.4.4 | Biologischer Abbau | 45 |
| 5.4.5 | Kontrolle der Speicherschicht | 46 |
| 6 | Lokale Verfahrensanpassung | 47 |
| 6.1 | Vorbereitung der Versuche | 47 |
| 6.1.1 | Schaffung der administrativen Voraussetzungen | 47 |
| 6.1.2 | Bezugsquelle des Materials | 47 |
| 6.1.3 | Konzeption und Ablauf der Durchführung | 48 |
| 6.1.3.1 | Konzeption | 48 |
| 6.1.3.2 | Ablauf der Durchführung | 48 |
| 6.1.4 | Zielstellung der Behandlungsschritte | 51 |
| 6.2 | Messprogramm während des Rottevorganges | 52 |
| 6.2.1 | Prüfparameter | 52 |
| 6.2.1.1 | Messungen im Abfall | 52 |
| 6.2.1.2 | Messungen in den Kaminen | 53 |
| 6.3 | Messtechnik und Messverfahren | 53 |
| 6.3.1 | Anwendung und Anpassung der Messverfahren | 53 |
| 6.3.1.1 | Gasmessung | 54 |
| 6.3.1.2 | Temperaturmessung | 55 |
| 6.3.1.3 | Luftfeuchtigkeitsmessung | 56 |
| 6.3.1.4 | Druck- und Strömungsgeschwindigkeitsmessung | 56 |
| 6.4 | Messungen in den Kaminen | 57 |
| 6.4.1 | Gase | 57 |
| 6.4.2 | Luftfeuchtigkeit | 57 |
| 6.4.3 | Temperaturen | 57 |
| 6.4.4 | Druckverhältnisse und Strömungsgeschwindigkeiten | 57 |
| 6.5 | Messungen in den Messlanzen | 58 |
| 6.5.1 | Gase | 58 |
| 6.5.2 | Temperaturen | 58 |
| 6.6 | Erhebung von meteorologischen Daten | 59 |
| 6.7 | Darstellung und Interpretation der Messwerte | 59 |
| 7 | Entwicklungsschritte zur Optimierung des Systems | 61 |
| 7.1 | Erster Versuchsschritt | 62 |
| 7.1.1 | Hauptvariante 1, Linienbelüftung | 62 |
| 7.1.2 | Untervariante 1a | 62 |
| 7.1.2.1 | Künstliche Beregnung | 62 |
| 7.1.2 | Hauptvariante 2, Querbelüftung | 63 |
| 7.1.3 | Erfolgskontrollen im laufenden Parallelbetrieb | 64 |
| 7.1.3.1 | Deponietechnische Außenwirkung | 64 |
| 7.1.3.2 | Messkriterien nach Abschnitt 6.3 | 64 |
| 7.1.3.3 | Hygieneanforderungen | 64 |
| 7.1.3.4 | Abbau- und Stabilisierungsvorgänge | 64 |

| | | | |
|-----|---------|--|-----|
| | 7.1.4 | Überprüfung möglicher Versickerungen in den Untergrund | 68 |
| 7.2 | | Erster Optimierungsschritt (Hauptvariante 3) | 69 |
| | 7.2.1 | Untervariante 3.1 | 69 |
| | 7.2.2 | Untervariante 3.2 | 69 |
| | 7.2.3 | Ergebniskontrolle im laufenden Parallelbetrieb | 70 |
| | 7.2.3.1 | Deponietechnische Außenwirkung | 70 |
| | 7.2.3.2 | Messkriterien nach Abschnitt 6.3 | 70 |
| | 7.2.3.3 | Hygiene | 70 |
| | 7.2.3.4 | Aerober Abbau und Stabilisierung | 70 |
| | 7.2.3.5 | Folgerungen für die weitere Optimierung | 70 |
| 7.3 | | Zweiter Optimierungsschritt (Hauptvariante 4) | 74 |
| | 7.3.1 | Untervariante 4.1 | 74 |
| | 7.3.2 | Untervariante 4.2 | 75 |
| | 7.3.3 | Ergebniskontrolle im laufenden Parallelbetrieb | 76 |
| | 7.3.3.1 | Deponietechnische Außenwirkung | 76 |
| | 7.3.3.2 | Messkriterien nach Abschnitt 6.3 | 76 |
| | 7.3.3.3 | Hygiene | 76 |
| | 7.3.3.4 | Aerober Abbau und Stabilisierung | 76 |
| | 7.3.3.5 | Folgerungen für die weitere Optimierung | 76 |
| 7.4 | | Dritter Optimierungsschritt (Hauptvariante 5) | 80 |
| | 7.4.1 | Untervariante 5.1 | 80 |
| | 7.4.2 | Untervariante 5.2 | 80 |
| | 7.4.3 | Untervariante 5.3 | 81 |
| | 7.4.4 | Ergebniskontrolle im laufenden Parallelbetrieb | 81 |
| | 7.4.4.1 | Deponietechnische Außenwirkung | 81 |
| | 7.4.4.2 | Messkriterien nach Abschnitt 6.3 | 81 |
| | 7.4.4.3 | Hygiene | 81 |
| | 7.4.4.4 | Aerober Abbau und Stabilisierung | 81 |
| | 7.4.4.5 | Einfluss der Sonnenbestrahlung auf die Einhaltung der äußeren Hygieneanforderungen | 88 |
| | 7.4.4.6 | Reaktivierung von anaeroben Mietenabschnitten | 89 |
| 7.5 | | Abschluss der Optimierung (Hauptvariante 6) | 91 |
| | 7.5.1 | Ergebniskontrolle im laufenden Parallelbetrieb | 92 |
| | 7.5.1.1 | Deponietechnische Außenwirkung | 92 |
| | 7.5.1.2 | Messkriterien nach Abschnitt 6.3 | 92 |
| | 7.5.1.3 | Hygiene | 92 |
| | 7.5.1.4 | Aerober Abbau und Stabilisierung | 96 |
| | 7.5.1.5 | Strömungen in den Kaminen | 96 |
| | 7.5.1.6 | Geruchsemissionen | 97 |
| 8 | | Ergebnisse und Empfehlungen für den Regelbetrieb | 98 |
| | 8.1 | Ergebnisse der Optimierung | 98 |
| | 8.2 | Empfehlungen für den Regelbetrieb auf der Deponie Teheran | 100 |
| | 8.2.1 | Mietenaufbau | 100 |
| | 8.2.2 | Beherrschung der Geruchsemissionen | 100 |
| | 8.2.3 | Auswahl der Maschinentechnik | 101 |
| 9 | | Prüfung des stabilisierten Abfalls mit dem Ziel der Verwertung | 103 |
| | 9.1 | Feinfraktion | 103 |
| | 9.1.1 | Siebschnitt | 103 |
| | 9.1.2 | Atmungsaktivität | 103 |
| | 9.1.3 | Eluatuntersuchungen | 105 |

| | | |
|-------|--|-----|
| 9.1.4 | Schwermetallgehalte der Feststoffe | 106 |
| 9.1.5 | Pathogene Mikroorganismen | 109 |
| 9.1.6 | Folgerungen zur stofflichen Verwertung in der Landwirtschaft | 109 |
| 9.2 | Grobfraktion | 110 |
| 9.2.1 | Siebschnitt und Zusammensetzung | 110 |
| 9.2.2 | Verwertungskonzepte für die Grobfraktion | 112 |
| 10 | Einführung des Verfahrens in den Praxisbetrieb der Deponie Teheran | 115 |
| 10.1 | Technologisch-ökonomischer Ansatz | 115 |
| 10.2 | Konstruktionsprinzip der Anlage | 116 |
| 10.3 | Abschätzung der Wirtschaftlichkeit | 118 |
| 11 | Übertragung der Versuchsergebnisse auf andere Standortbedingungen | 120 |
| 11.1 | Ausgangsbedingungen | 120 |
| 11.2 | Betrieb der Rottemieten | 120 |
| 11.3 | Verwertung der stabilisierten Abfälle | 121 |
| 11.4 | Auswahl der Aufbereitungstechnik | 121 |
| 12 | Zusammenfassung und Ausblick | 122 |

Literatur

Erklärung der Selbstständigkeit

Anhang

| | | |
|------------|---|----|
| I | Ansätze zur zukunftsorientierten Abfallbehandlung | 1 |
| I.I | Bewertung des Schutzgutes „Süßwassers“ | 1 |
| I.II | Belastungen des Grundwassers durch Abfallablagerungen | 2 |
| I.III | Beurteilung der Sickerwasseremissionen | 2 |
| I.IV | Langzeitverhalten anthropogener Rückstände | 3 |
| I.V | Charakteristik einer nachhaltigen Abfallwirtschaft | 4 |
| I.VI | Grundlagen zur stofflichen Umwandlung von Abfällen | 5 |
| I.VII | Ansätze der Naturintegration | 7 |
| II | Abfallwirtschaft in Deutschland als Vergleichsgrundlage zur Beurteilung der für Teheran entwickelten Lösung | 10 |
| II.I | Rechtliche Grundlagen und technische Standards z. Z. der Versuchsdurchführung | 10 |
| II.II | Wissenschaftliche Erkenntnisse z. Z. der Versuchsdurchführung | 12 |
| II.III | Verfahren der Abfallbehandlung zur Deponierung und Verwertung | 13 |
| II.III.I | Deponierung | 13 |
| II.III.II | Thermische Verwertung | 15 |
| II.III.III | Mechanisch – Biologische Restabfallbehandlung | 17 |
| III | Abfallbehandlung mit dem Kaminzugverfahren | 22 |
| III.I | Einsatz auf der Deponie Schwäbisch Hall | 22 |
| III.II | Das „Schwäbischer Haller Modell“ | 23 |
| III.III | Vorteile und Nachteile | 25 |
| III.IV | Kosten | 27 |
| IV | Lokale Einflüsse bei der Verfahrensentwicklung auf der Deponie der Stadt Teheran | 29 |
| IV.I | Gesellschaftliche Rahmenbedingungen | 29 |
| IV.II | Verfahrenstechnische Grundlagen | 30 |
| IV.III | Entscheidungskriterien bei der Verfahrenswahl | 30 |
| IV.IV | Mechanismen bei den Abbaureaktionen | 31 |
| IV.V | Zeitplan der Untersuchungen | 34 |
| IV.VI | Modifikationen von Messtechnik und -verfahren | 34 |
| V | Gegenüberstellung von permanenter aktiver Belüftung und Intervallbelüftung | 37 |
| V.I | Variante 4.1: Permanente aktive Ventilatorbelüftung | 37 |
| V.I.I | Kamine | 37 |
| V.I.II | Messlanzen | 38 |
| V.II | Variante 6.1 und 6.2: Intervallbelüftung mit Ventilator | 43 |
| V.II.I | Kamine | 43 |
| V.II.II | Messlanzen | 44 |
| V.III | Gegenüberstellung | 49 |
| V.IV | Aussagen zur Homogenität der Miete durch Messung des Temperaturprofils zwischen Be- und Entlüftung | 49 |

| | | |
|--------|--|----|
| VI | Bewertung des Grundwasserschutzes durch die vorgesehene Abfallbehandlung | 51 |
| VI.I | Bewertungskriterien | 51 |
| VI.II | Voraussichtliche Belastungen des Grundwassers unter der Deponie von Teheran aus der Ablagerung natürlicher Stoffe | 52 |
| VI.III | Elimination synthetischer toxischer Stoffe aus Gewerbe und Industrie | 53 |
| VI.IV | Erzielbare Entlastungen des Grundwassers im Vergleich zum Trench Dumping | 55 |

1 Einführung in die Problematik

Die zunehmende Globalisierung, insbesondere mit dem Hintergrund der steigenden Abundanz, stellt eine Herausforderung für alle Länder der Welt dar, um zumutbare und zeitlich verträgliche Lösungen für die vielschichtigen sozialen, ökonomischen und ökologischen Probleme zu finden.

Die Erdbevölkerung umfasst gegenwärtig ca. 7 Milliarden Menschen, davon leben etwa 85 % in Entwicklungs- und Schwellenländern [Brockhaus 2000][Rudolf 2000]. In 15 Jahren werden es acht Milliarden sein. Parallel zu dem exponentiellen Anstieg der Weltbevölkerung findet eine Bevölkerungsverdichtung auf eng begrenzten bewohnbaren Flächen statt [Hopp 2001]. Durch die Produktion von materiellen Gütern entstehen Siedlungsabfälle als unabdingbare Folge der Lebens- und Wirtschaftstätigkeit der Menschen in allen bewohnten Gebieten der Erde.

Der Abfall in diesen Ländern wird überwiegend ohne Vorbehandlung abgelagert (end-of-pipe Methode) und gefährdet durch Emissionen auf dem Wasserpfad langfristig die stetig knapper werdenden Trinkwasserressourcen. Ein Beitrag zur Lösung dieser Problematik muss deshalb dem Tiefengrundwasser, als essentielles Lebensmittel, eine besondere Bedeutung beigemessen und seine Verschmutzung ausgeschlossen werden. Bei der Auswahl des Verfahrens ist zu beachten, dass die negative klimatische Wasserbilanz von ariden Gebieten, so auch im Iran, prinzipiell eine mehrfache und schonende Nutzung des Süßwassers erfordert. Trinkwasser darf deshalb in keinem Fall für Prozesse der Abfallbehandlung genutzt werden. Ein besonderer Aspekt ist der extrem hohe Wassergehalt dieses Abfalls, der erhebliche verfahrenstechnische Anpassungen bezüglich der Übernahme von gängigen zentraleuropäischen Verfahren verlangt. Kennzeichen dieser, die vor allem in der Schweiz, Österreich und Deutschland zur Anwendung kommen, sind sehr hohe Anforderungen an den Umweltschutz und die Hygiene, die von Entwicklungs- und Schwellenländern hinsichtlich erforderlicher Investitionen und anfallender Betriebskosten nur in Ansätzen realisiert werden können.

Zielsetzung der Promotion war die Entwicklung eines Behandlungsverfahrens für aride Gebiete, primär für Entwicklungs- und Schwellenländer solcher Regionen. Als global einsetzbares Verfahren bedingt es folgende Prämissen: arides Klima, annähernd gleiche Wirtschaftskraft der Staaten und ähnliche Abfallzusammensetzungen. In Betracht kamen mehrere Länder, letztlich fiel die Wahl auf den Iran, speziell auf deren Hauptstadt Teheran. Die negative klimatische Wasserbilanz, der Einsatz von Tiefengrundwasser als Trinkwasser und keine Mehrfachnutzung des Wassers durch Reinigung mittels Kläranlagen führen zu einer rapiden Verknappung der Ressource. Eine Verschmutzung des Grundwassers durch Sickerwässer aus nicht abgedichteten Deponien bringt darüber hinaus erhebliche ökonomische und ökologische Gefahren mit sich. Anhand der Stadt Teheran soll diese Problematik erläutert werden. Die sehr große Menge von täglich 7.500 Mg Siedlungsabfällen mit einem Anteil von 70 % wasserreicher Organik und die veraltete Deponietechnik führen zu Sickerwasseremissionen in einer Größe von 900 m³/d. Dieses dringt direkt in den Untergrund ein oder tritt seitlich an den Ablagerungen aus. Von dort wird es in benachbarte Seen abgepumpt, wo es langsam in den Boden versickert. Ein Kontakt mit dem Grundwasser steht, nach Angaben der Geologen, in den nächsten Jahren bevor [Roghani 2002].

Nicht vorhandene und gegenwärtig nicht finanzierbare Basisabdichtungen können keine Lösung aus der Sicht einer zukünftigen tragfähigen Abfallwirtschaft sein, weil die Emissionen länger andauern als durch die Funktion technischer Barrieren gewährleistet werden kann (Spillmann et al. 2006/2009). Zielstellung muss die Produktion solcher Stoffströme durch die Abfallbehandlung sein, welche nachsorgefrei in die Umwelt integrierbar sind. Die in den Industrieländern angewandten Technologien (wie Deponie, MBA, MVA etc.) stellen den Stand der Praxis der Abfallwirt-

schaft, aber nicht *den Stand von Wissenschaft und Technik* dar. Als prioritäres Ziel einer nachhaltigen Abfallwirtschaft werden von Wissenschaftlern, vor allem aus der Schweiz, die Vermeidung sowie die Stoffstromwirtschaft genannt. Von diesen Prämissen ausgehend war eine Konzeption der praktischen Arbeiten für Teheran zu erstellen. Es sollte weder ein neues Deponieverfahren noch eine Verbrennungstechnologie forciert, sondern mittels aerober biologischer Stabilisierung mit dem Kaminzugverfahren ein Material produziert werden, welches sicher naturintegrierbar ist und somit dem Stand der Wissenschaft sowie der Technik gerecht wird.

Eine geordnete und den neusten wissenschaftlichen Erkenntnissen entsprechende Behandlung dieser Abfälle (Stoffstromwirtschaft) erfolgt weltweit nur in wenigen Fällen. Selbst hochtechnisierte Industrieländer arbeiten heute mit End-of-Pipe - Technologien, die nicht dem aktuellsten Stand der Wissenschaft und Technik entsprechen. Vor diesem Hintergrund ist die Indifferenz bzw. die Untätigkeit vieler Schwellen- und Entwicklungsländer zur Lösung ihrer Abfallprobleme verständlich. Es sind daher Verfahren zu entwickeln, die mit geringem technischem Aufwand eine hohe Betriebssicherheit gewährleisten, hygienisch unbedenklich sind und die Möglichkeiten zur Refinanzierung durch lokal absetzbare Produkte aus dem Abfall mit sich bringen. Der ungesteuerte biologische Abbau in den zurzeit üblichen Deponietypen verläuft unvollständig. Er wird durch unkalkulierbar lang anhaltende, aber jederzeit reaktivierbare Konservierungen unterbrochen, die das Problem auf kommende Generationen verlagern.

Mit dem derzeitigen Stand der Technik ist es möglich, die im industriell unbelasteten Siedlungsabfall vorhandenen Mikroorganismen so zu steuern und wirksam werden zu lassen, dass dieser in naturintegrierbare als auch in verwertbare Stoffgruppen umgewandelt werden kann. Dieser Technologietrend findet zurzeit in den Entwicklungs- und Schwellenländern noch ungenügenden Eingang, da in diesen das Umweltbewusstsein hinsichtlich Nachsorge kaum entwickelt ist. Die Frage, welches System/Verfahren man zur Behandlung der genannten Abfälle auswählt, hängt primär von der Reinheit des Ausgangsmaterials und sekundär von den finanziell möglichen Aufwendungen ab.

Ziel der Arbeit ist es, basierend auf den experimentellen Untersuchungen, ermittelten Messwerten, Berechnungen und analytischen Aussagen, ein Gesamtkonzept zur Behandlung von Siedlungsabfällen aufzuzeigen, um das vorhandene Schadstoffpotential zu sichern, die endzulagernden Fraktionen zu minimieren sowie eine emissionsarme Kreislaufführung und Naturintegration verwertbarer Teilströme zu ermöglichen.

2 Abfallbeseitigung in Entwicklungsländern

2.1 Entwicklung der Erdbevölkerung und sozioökonomische Probleme

In den kommenden 15 Jahren wird die Erdbevölkerung auf voraussichtlich 8 Milliarden Einwohner anwachsen. Nach Schätzung der UNEP (*United Nations Environment Program*) wird es bis 2025 weltweit ca. 100 Städte mit mehr als 5 Millionen Einwohnern geben, von denen sich 80 % in Dritte-Welt-Ländern befinden, d. h. ca. 400 Millionen Menschen werden in extrem kapital- und strukturschwachen Ballungsräumen leben. Diese Großstädte nehmen nur 2 % der Erdoberfläche ein, beanspruchen aber 75 % der Ressourcen. Erzeugte Industrieemissionen werden nicht - wie in Mitteleuropa - von regelmäßig durchziehenden Tiefdruckgebieten abtransportiert oder ausgewaschen. Die Folgen sind bereits heute deutlich erkennbar. Der globale „Wasserverbrauch“ nimmt doppelt so schnell zu wie die Weltbevölkerung. Bereits heute fehlt 1,2 Milliarden Menschen der Zugang zu sauberem Trinkwasser, nicht einmal 10 % aller Abwässer werden geklärt. Die Verfügbarkeit sanitärer Anlagen in Entwicklungsländern liegt bei ca. einem Drittel der Bevölkerung. Gemäß WHO - Schätzung sterben ca. 5 Millionen Menschen pro Jahr aufgrund fäkal-verunreinigtem Wassers.

Um diese sozioökonomischen Probleme zu beheben, erwartet man ein Wachstum des globalen Umweltmarktes, einschließlich regenerativer Energie und Life Science, von 478 Mrd. Euro im Jahr 2000 auf 744 Mrd. Euro im Jahr 2010. In Lateinamerika wird mit + 92 % die höchste Steigerungsrate erwartet, gefolgt von Asien mit + 85 % (Ausgang 2000: 92 Mrd. Euro) und Osteuropa mit + 75 % (Ausgang 2000: 24 Mrd. Euro). In führenden Industrieregionen mit fortgeschrittener Umwelttechnik sind deutlich geringere Wachstumsraten zu erwarten: Nordamerika + 42 % und Westeuropa + 40 %. Innerhalb der Umwelttechnik entfallen 40 % auf die Bereiche Wasser und Abwasser. Ein weiterer Wachstumsbereich ist die Entsorgungswirtschaft fester Abfälle („Abfallwirtschaft“), die vor allem infolge der zunehmenden Stadttagglomeration schneller als die Weltwirtschaft wächst [BMWA 2003]. Die klimatischen, topographischen und kulturellen Rahmenbedingungen sind in den einzelnen Regionen extrem unterschiedlich, nur der Kapitalmangel ist allen gemein. Deshalb muss für jedes Gebiet eine angepasste Lösung gefunden werden.

2.2 Wirkungskomplexe der Abfallwirtschaft

Eine effiziente Abfallwirtschaft muss umfassend die Anforderungen der Hygiene, der Ökologie und der Sozioökonomie erfüllen. In diesem Funktionsdreieck bestimmen Hygiene sowie Ökologie die Ziele und die Sozioökonomie die Bedingungen, unter denen sie erreicht werden müssen. Auf einige wichtige Punkte, die oft übersehen werden, soll hier eingegangen werden.

2.2.1 Hygiene

Die Hygiene - ein Teilgebiet der Medizin - umfasst alle vorbeugenden Maßnahmen zur Gesunderhaltung der Menschen. In fast allen Zivilisationen sind vorbeugend Maßnahmen gegen Seuchen bekannt. Sie werden durch den medizinischen Fortschritt nicht überflüssig gemacht, denn durch Mutationen können jederzeit neue Krankheitserreger entstehen, gegen die es noch keine gezielt wirkenden Medikamente gibt. Hygienische Aufgabe der Abfallbeseitigung zum Schutz vor Krankheiten ist es, Abfälle aus Siedlungsbereichen zu entfernen und umzuwandeln, bevor sich pathogene Mikroorganismen darin vermehren und Vektoren (Überträger von Krankheiten wie Ratten oder Schaben) sich davon ernähren können.

Eine spezielle Aufgabe besteht darin, infizierte Abfälle, z. B. aus Kliniken und Arztpraxen, zuverlässig zu kapseln und so weitgehend umzuwandeln, dass die Krankheitserreger nachweislich sicher abgetötet werden. Der schnelle Abtransport durch die tägliche Abfallabfuhr ist zumindest in alten Kulturregionen erhalten geblieben. Die Erfüllung aller weiteren Anforderungen mit örtlich verfügbaren Mitteln müssen künftig geschaffen werden. Bei deren Auswahl ist zu beachten, dass die aus Europa bekannte Verdichtungsdeponie nachweislich Krankheitserreger nicht beseitigen kann [Knoll u. Jung 1986, Knoll 1998] [Haschemi 2002] und Vektoren eine hinreichende Nahrungsgrundlage zur Übertragung von Krankheiten bietet [Haschemi 2002]. In Regionen, in denen die Kompostierung eine Tradition hat, ist die Entseuchung der organischen Abfälle durch die Heißbrötchen bekannt. Die Abtötung thermoresistenter pathogener Erreger mit einfachen Techniken ist noch nicht ausgereift und deshalb ein Teil des künftigen Arbeitsfeldes.

Der Schutz des Menschen vor toxischen chemischen Verbindungen oder Elementen gehört ebenfalls zur Hygiene. Das Gesundheitsrisiko infolge massiver Sickerwasseraustritte, die unmittelbar genutzte Grund- oder Oberflächengewässer belasten, werden auch in Entwicklungs- und Schwellenländern als Risiko erkannt, so dass die Nachfrage zum Bau wirksamer, preisgünstiger technischer Barrieren und Kläranlagen vorhanden ist und künftig noch wachsen wird. Überzeugungsarbeit muss zur Gasbehandlung geleistet werden. Hier ist in der Regel aus Erfahrung nur die Verpuffungsgefahr („Explosionsgefahr“) bekannt, nicht aber die Gefahr von Organschäden, z. B. Leberschäden, wenn auf Großdeponien die Verdünnung von emittierten Gasen durch Windzirkulationen nicht ausreicht [König 1994, 1995].

2.2.2 Ökologie

Unter Ökologie ist die Wechselwirkung zwischen einer Lebensgemeinschaft mit ihrem abiotischen Umfeld zu verstehen. Sofern die Gesundheit des Menschen unmittelbar betroffen ist, gehen die Forderungen aus Hygiene und Ökologie direkt ineinander über. Ein Beispiel für ein besonders aktuelles Problem ist die Verwertung der organischen Abfälle als Kompost im Gartenbau und in der Landwirtschaft in ariden Gebieten. Anders als in humiden Zonen wird die organische Substanz zur Erhaltung des Ertrages benötigt und aus Mangel auch völlig ungeeignetes Material verwendet. Ein Kennzeichen solchen Materials ist der zu hohe Salzgehalt, welcher Bewässerungsmaßnahmen negativ beeinflusst. Irreparable Schäden können durch dauerhaft hohe Gaben eines mit Spurenelementen belasteten Kompostes verursacht werden, wenn sie sich in bindigen, also den fruchtbaren Böden anreichern. Werden hier nicht künftig die Stoffströme genauer gesteuert, so fallen gerade in Regionen mit unterversorgten Bewohnern die am besten kultivierten Böden aus der Produktion. Das Problem ist in den Entwicklungsländern bekannt. Die Weltbank [World Bank 1997] hat erste Grenzwerte herausgegeben, siehe Tabelle 2.7. Die Abstimmung der Stoffströme von Zulieferung und Entzug ist jedoch maßgebend und muss lokal bestimmt werden.

Klimaauswirkungen, resultierend aus Methan- und Lachgasemissionen aus Abfallablagerungen, sind aus Sicht der Entwicklungs- und Schwellenländer kein wesentliches Problem, wohl aber aus der der Industrieländer. Sollten sich die USA durchsetzen, werden Maßnahmen zur Senkung dieser Emissionen den ausführenden Industrieländern gutgeschrieben.

Die Vermeidung von z. B. $1 \text{ m}^3 \text{ CH}_4$ (Methan) ist der Emission von $21 \text{ m}^3 \text{ CO}_2$ (Kohlendioxid) äquivalent. Unter diesen Bedingungen eröffnet sich hier ein Markt mit zahlungsfähigen Auftraggebern aus den Industrieländern. Wenig bekannt sind bisher die neuesten Ergebnisse der Depositionsforschung, [Spillmann et al. Hrsg. 2006/2009], nach denen aus nicht wassergesättigtem Abfall die Emissionen erst nach langer Verzögerung auftreten und der übliche anaerobe Abbau der organischen Substanz auch im Falle hoher Abbauraten zu einer reaktivierbaren Konservierung führt und die Emissionen deshalb unkalkulierbar lange anhalten werden. Die zurzeit übliche Ab-

deckung und Bepflanzung („Rekultivierung“) von Deponien reichen nicht aus, das Grundwasser langfristig zu schützen und technische Barrieren bieten nur einen zeitlich befristeten Schutz.

2.2.3 Sozioökonomie

Dieser Begriff beschreibt die Wechselwirkung zwischen Wirtschaft und Sozialstruktur. In allen kapitalschwachen Ländern steht menschliche Arbeitskraft sehr preisgünstig zur Verfügung, in einigen sogar mit guter Ausbildung. Da die Arbeitskräfte ein wichtiges Kapital darstellen, müssen diese optimal eingesetzt werden um Verlusten vorzubeugen. Die Modernisierung wird gehemmt, weil Arbeitslosigkeit infolge wirtschaftlicher Strukturänderungen nicht durch Versicherungs- und Sozialleistungen überbrückt wird. In der Abfallwirtschaft ist besonders zu beachten, dass spezielle Bevölkerungsgruppen von der Abfallbeseitigung sowie vor allem der Abfallverwertung existieren und dass ein wesentlicher Teil der Bevölkerung die Abfallbeseitigung, auch in Landeswährung, nicht bezahlen kann [Pfaff-Simoneit 2012].

Die meisten Länder verfügen bezüglich Importen von Behandlungsanlagen über unzureichende Devisen. Die beschriebenen hygienischen und ökologischen Probleme sind unter diesen Bedingungen nur dann angepasst lösbar, wenn die lokal in der Abfallverwertung bereits tätigen Menschen zur Verbesserung der Verwertung geschult und mit den dazu notwendigen Schutz- und Hilfsmitteln ausgestattet werden. Zur Entsorgung problematischer Abfälle können Gebühren erhoben werden, da im industriellen Bereich auch in Entwicklungsländern Gewinne erzielt werden. Diese Gelder können dann für die Subventionierung bei der Behandlung von ausgewählten problematischen Abfällen, wie z. B. Krankenhausabfällen, genutzt werden. Der Gewässerschutz, um Emissionen aus Abfällen zu vermeiden, kann über den Wasserpreis finanziert werden, den die Hauptnutzer des Wassers bezahlen sollten - der wohlhabende Teil der Bevölkerung sowie Industrie und Gewerbe (Nassour 2005).

2.3 Wirtschaftskraft und Finanzierung

Das Bruttosozialprodukt ist nur bedingt Gradmesser für die reale Wirtschaftskraft und Versorgungslage eines Landes. Einige wesentliche Faktoren, wie etwa der Anteil an Subsistenzproduktion, bleiben unberücksichtigt. In Ermangelung eines angepassten und weltweit verfügbaren Maßstabes wird hier auf die nachstehende Einteilung der Entwicklungsländer in vier Gruppen zurückgegriffen [Pfaff-Simoneit 2012], siehe Tabelle 2.1 und 2.3.

Gleichzeitig ist anzumerken, dass einzelne Posten der Haushaltsausgaben durch die Behörden/Verwaltungen nicht eindeutig nach ihren Verwendungsgebieten aufgeschlüsselt sind. Damit fehlt eine verbindliche Zuordnung zum Bereich Abfallwirtschaft. Die finanzielle Lage der Bevölkerung (geringes Lohnniveau, hohe Arbeitslosigkeit u. a.) bringt den staatlichen bzw. kommunalen Behörden nur minimale Steuereinnahmen, die primär für die Nahrungsmittelversorgung, Gesundheitsfürsorge, Bildung, Wirtschaftsförderung etc. verwendet werden, so dass für die Abfallentsorgung kaum Gelder zur Verfügung stehen. Staatliche Subventionen können nur in Ausnahmefällen bereitgestellt werden. Investitionen sind auf Grund fehlender Devisen sowie hoher Einfuhrzölle aus kommunalen Haushalten in der Regel nicht zu finanzieren. Die prekäre finanzielle Lage spiegelt sich sowohl in der unangemessenen Entlohnung von Fachpersonal, der Beschaffung geeigneter, oft nur in Industrieländern produzierter Maschinen und Geräte sowie zu deren Betrieb erforderlicher Ersatzteile wieder.

Tabelle 2.1: Wirtschaftskraft von Ländern nach OECD 2010 [Pfaff-Simoneit 2012]

| Countries | BSP/Kopf in US-\$ |
|-------------------------------|----------------------|
| Low Income Countries | < 1.006 |
| Low Middle Income Countries | 1.006 - 3.975 |
| Upper Middle Income Countries | 3.976 - 12.275 |
| High Income Countries | > 12.275 |

Die Kosten der Abfallwirtschaft lassen sich allgemein auf die Bereiche Personal, Technik, Logistik (Erfassung, Sammlung und Transport) sowie Abfallablagerung aufgliedern. Den größten Kostenanteil verursacht die Logistik. Durch die meist geringeren Behandlungs- und Ablagerungsstandards bleiben die Kosten für die Deponierung gering. Der Personalkostenanteil liegt durchschnittlich bei 20 %. Tabelle 2.2 stellt die anfallenden Betriebskosten (ohne Investitionen und Abschreibungen) je eines Fiskaljahres der entsprechenden Beispielregion dar. Um einen Vergleich zu ermöglichen, wurden die Kosten auf die Bezugsgröße €/Mg Abfall umgerechnet und das jeweilige BSP/Kopf der Bevölkerung angegeben.

Tabelle 2.2: Kosten der Abfallentsorgung [Rudolf 2000] [Degener 2000]

| Beispielregion | BSP/Kopf in US-\$ | Bevölkerungszahl Personen | Anschlussgrad in % | Abfallmasse pro Jahr in Mg/a | Kosten pro Jahr in €/a | Kosten pro Mg Abfall in €/Mg |
|-------------------------|----------------------|------------------------------|-----------------------|------------------------------------|------------------------------|------------------------------------|
| Freetown / Sierra Leone | 160 | 596.000 | 55 | 51.000 | 250.000 | 4,90 |
| Ségou / Mali | 260 | 86.000 | 50 | 11.100 | 23.500 | 2,12 |
| Accra / Ghana | 390 | 1.300.000 | 65 | 200.750 | 675.000 | 3,36 |
| Latakia / Syrien | 1.120 | 400.000 | 70 | 94.900 | 1.400.000 | 14,75 |
| Tanta / Ägypten | 1.200 | 417.000 | 70 | 63.880 | 450.000 | 7,05 |
| Teheran / Iran | 1.800 | 12.000.000 | 95 | 2.737.500 | 26.882.250 | 9,82 |
| 10. Provinz / Chile | 4.820 | k. A. | 100 | k. A. | k. A. | 10,00 - 15,00 |

Die relativ hohen Ausgaben in *Freetown/Sierra Leone* erklären sich zum einen aus der Bedeutung der Entsorgung, die aufgrund des feuchtwarmen Klimas vorrangig aus dem Blickwinkel der Hygiene und Gesundheitsvorsorge durchgeführt werden muss, und zum anderen aus einer geringen Effizienz des Transportsektors. Der höhere Anschlussgrad in den letzten vier Regionen resultiert aus der besseren Wirtschaftslage [Rudolf 2000].

Tabelle 2.3: Kosten von Sammlung und Transport in Abhängigkeit des BIP [Pfaff-Simoneit 2012]

| BIP | (€/EW) | 1.000 – 2.000 | 2.000 – 4.000 | 4.000 – 6.000 |
|---|--------|---------------|---------------|---------------|
| Einsammlung vermischter Abfälle | | | | |
| Kosten pro Mg | (€/Mg) | 13 – 17 | 19 – 22 | 24 – 27 |
| Getrennte Sammlung von Wertstoffen und Restabfällen | | | | |
| Kosten pro Mg Wertstoffe | (€/Mg) | 20 – 24 | 25 – 28 | 30 – 32 |
| Kosten pro Mg Restabfall | (€/Mg) | 15 – 18 | 20 – 24 | 25 – 28 |
| Getrennte Sammlung von Wertstoffen, Bioabfällen und Restabfällen | | | | |
| Kosten pro Mg Wertstoffe | (€/Mg) | 20 – 24 | 25 – 28 | 30 – 32 |
| Kosten pro Mg Bioabfall | (€/Mg) | 16 – 20 | 23 – 27 | 30 – 34 |
| Kosten pro Mg Restabfall | (€/Mg) | 15 – 18 | 22 – 25 | 27 – 30 |

2.4 Abfallcharakteristika

Einige grundlegende Zusammenhänge wie z. B. die von den Wirtschaftskenngrößen sowie charakteristischen Abfalldaten sind seit längerem bekannt. So besteht zwischen dem Wohlstand der Länder und der typischen Abfalldichte eine indirekte Proportionalität. In Tabelle 2.4 ist dieser Sachverhalt dargestellt. Das geringe Abfallaufkommen in Entwicklungs- und Schwellenländern

resultiert daraus, dass die Einwohner erst dann Gegenstände und Güter entsorgen, wenn sie absolut unbrauchbar sind. Diese Abfälle besitzen eine hohe Dichte. Demgegenüber ist in den Industriestaaten der Abfallanteil mit geringer Dichte wesentlich höher. Ableitbar ist somit ein Zusammenhang zwischen Abfalldichte und -zusammensetzung. Während die Abfallmasse und der Anteil der Wertstoffe mit wachsendem BSP/Kopf steigen, sinken die Dichte des Abfalls sowie der Anteil organischer Abfälle.

Tabelle 2.4: Zusammenhang von BSP/Kopf und Abfallcharakteristika [Rudolf 2000]

| BSP/Kopf <i>in US-\$</i> | Abfallmasse <i>in Kg/EW*d</i> | Abfalldichte <i>in Mg/m³</i> | Wertstoffanteil <i>in %</i> | Organikanteil <i>in %</i> |
|------------------------------------|---|---|---------------------------------------|-------------------------------------|
| < 675 | < 0,5 | > 0,5 - 0,25 | 4 - 35 | 40 - 85 |
| 675 - 8.355 | 0,5 - 0,8 | 0,3 - 0,17 | 21 - 70 | 20 - 65 |
| > 8355 | > 0,8 | < 0,17 | k. A. | k. A. |

Wilson (1992) gibt für Industrieländer einen Wassergehalt zwischen 20 - 30 % und für Entwicklungsländer zwischen 40 - 80 % an. Die durchschnittliche Teilchengröße der festen Siedlungsabfälle ist in den Entwicklungsländern meist kleiner als in den Industrieländern. Analog zu den Darstellungen in Tabelle 2.5 sind die Ergebnisse von Abfallanalysen in der ausgewerteten Literatur aufgelistet. Diese liegen in dem von Holmes (1994) und Cointreau (1982) angegebenen Rahmen, siehe Tabelle 2.5. Leider sind die Angaben unvollständig, so dass z. B. für den Bereich der Abfalldichte bei den Low Middle Income Countries kaum tendenzielle Aussagen getroffen werden können.

Auffallend ist in Tabelle 2.5 der hohe Inertanteil (hauptsächlich Sand) in Ségou/Mali. Als Ursachen sind starke Winderosionen, welche in Größenordnungen von 0,22 bis 0,44 kg/EW*d ermittelt wurden, sowie die Lebensgewohnheiten und -bedingungen zu nennen. Abgesehen vom Sandanteil werden aufgrund der schwierigen Lebensverhältnisse nur geringste Müllmengen, rund 140 g/EW*d, erzeugt. Diese Werte sind in der Sahelzone typisch. Nicht in der Darstellung zu erkennen sind jahreszeitliche und/oder saisonbedingte Schwankungen des Abfallanteils, der sich z. B. durch einen ausgeprägten Tourismus nahezu verdoppeln kann [Rudolf 2000]. Ahmadi et al. (2010) geht von einer Abfallmenge, in den Ballungsgebieten des Irans, von ca. 10,4 Mio. Tonnen pro Jahr aus. Dies ergibt eine Abfallmenge (Mittelwert) pro Einwohner von 0,64 kg/Einwohner/Tag. Weiterhin schätzt er, dass davon ca. 6 % recycelt, 10 % kompostiert und 84 % endgelagert werden.

Tabelle 2.5: Darstellung der Abfalldaten von Beispielregionen [Rudolf 2000][Degener 2000]

| Einteilung der Beispielregionen <i>nach BSP/Kopf</i> | Abfallmasse <i>in Kg/EW*d</i> | Abfalldichte <i>in Mg/m³</i> | Wertstoffanteil <i>in %</i> | Organikanteil <i>in %</i> | Inertanteil / Rest <i>in %</i> |
|--|---|---|---------------------------------------|-------------------------------------|--|
| < 675 US-\$ | | | | | |
| Freetown / Sierra Leone (160) | 0,24 | 0,47 | k. A. | 85,0 | k. A. |
| Kigali / Rwanda (210) | k. A. | k. A. | 4,0 | 53,0 | 42,0 |
| Nepal (220) | 0,40 | 0,42 | 19,5 | 67,6 | 12,9 |
| Ségou / Mali (260) | 0,68 | 0,60 | 9,2 | 17,2 | 73,6 |
| Accra / Ghana (390) | 0,43 | 0,47 | 10,1 | 51,7 | 38,2 |
| Durchschnitt | 0,44 | 0,49 | 10,7 | 54,9 | 41,7 |
| 675 – 2695 US-\$ | | | | | |
| La Paz / Bolivien (970) | 0,35 | 0,25 | 23,5 | 32,5 | 39,5 |
| Latakia / Syrien (1.120) | 0,65 | 0,30 | 31,4 | 62,1 | 6,5 |
| Tanta / Ägypten (1.200) | 0,60 | k. A. | 39,4 | 55,0 | 5,6 |
| Teheran / Iran (1.800) | 0,63 | 0,20 | 20,7 | 69,3 | 10,0 |
| Tunis / Tunesien (2.110) | k. A. | k. A. | 27,0 | 67,0 | 6,0 |
| Cúcuta / Kolumbien (2.180) | k. A. | k. A. | 18,0 | 43,0 | 39,0 |
| Cali / Kolumbien (2.180) | k. A. | k. A. | 15,0 | 75,0 | 10,0 |
| Durchschnitt | 0,56 | 0,25 | 25,0 | 57,7 | 16,6 |

2.5 Grundsätze der Anpassung von Behandlungsverfahren

Die Kriterien zur Beurteilung der Nutzungsmöglichkeit von Entsorgungstechnologien lassen sich den beiden Gruppen „Anforderungen an das einzusetzende Verfahren“ und „Aktueller Stand der Rahmenbedingungen“ zuordnen [Rudolf 2000], siehe Tabelle 2.6.

Tabelle 2.6: Beurteilung der Nutzungsmöglichkeit von Behandlungsverfahren

| Anforderungen an das einzusetzende Verfahren | |
|--|---|
| Technologisch | <ul style="list-style-type: none"> - robust, leicht reparabel, hohe sowie langfristige Funktionsfähigkeit - angepasst an das vorhandene Technologieniveau - erweiterbar - hohe Effizienz - optimale Qualität des Ergebnisses |
| Sozioökonomisch | <ul style="list-style-type: none"> - realisierbarer Aufwand bei der Installation und beim Betrieb - Schaffung von Arbeitsplätzen |
| Hinsichtlich des Ressourcenschutzes während des Baus | <ul style="list-style-type: none"> - einzusetzende Rohstoffe - Energie- und Flächenverbrauch |
| Hinsichtlich des Ressourcenschutzes während des Betriebs | <ul style="list-style-type: none"> - Energieverbrauch - Wechselwirkungen mit der Luft, dem Wasser, dem Boden (Emissionen, etc.) |
| Aktueller Stand der Rahmenbedingungen | |
| Abfallsituation | <ul style="list-style-type: none"> - Menge - Zusammensetzungen der Abfälle |
| Soziale Situation | <ul style="list-style-type: none"> - Lohngefüge - Arbeitslosenrate - Bevölkerungsdichte - Schul- und Ausbildungsstand - Vorhandenes Technologieniveau |
| Umweltsituation | <ul style="list-style-type: none"> - Klima - Bodenzustand (Nährstoffe, Gehalt an org. Substanz, Feldkapazität) - Wasserbilanz |

Die Bevölkerung und die Abfallmassen in den Städten der Entwicklungs- und Schwellenländern wachsen stetig. Die bestehenden Erfassungssysteme für die Siedlungsabfälle werden mehr und mehr überlastet sowie der umweltschädigende Einfluss von *open dumps*, vor allem auf dem Gas- und Wasserpfad, untolerierbar hoch. Die Umwandlung von *open* oder *operated dumps* hin zu *engineered landfills* oder *sanitary landfills* ist ein essentieller Schritt, um zukünftig hohe Kosten eines aktuellen ökologischen Missmanagement zu vermeiden.

Die *open dumps* sind die einfachste Stufe der Ablagerung und stellen die derzeit gebräuchlichste Form der Abfallentsorgung dar. Nach Johannessen and Boyer [1999] werden die nachfolgenden Deponietypen wie folgt definiert:

- *Operated or semi-controlled dump*, dies ist meistens die erste Stufe in den Bestrebungen dieser Länder beim Verbessern der Deponien und Ordnen der Zustände auf der Deponie.
- *Controlled dumps* mit einer Form von Kontrolle und Überwachung der angelieferten Abfälle, Anwendung extensiver Verdichtungsmaßnahmen, Kontrolle des Einbaus sowie die Anwendung einer Abdeckung mit Erde. Sie führen trotzdem noch zu unkontrollierbaren Gefährdungen und haben keinen Einfluss auf eine Reduzierung von austretenden Emissionen auf dem Gas- und Wasserpfad.
- *Engineered landfills* haben eine undurchlässige Deponiebasisabdichtung und besitzen eine Form von Sickerwassersammlung und -behandlung.
- *Sanitary landfills* nutzen generell die Technik zur Erfassung und Behandlung von Deponiegas sowie zur Sammlung und Behandlung des Sickerwassers. Die tägliche dünn-

tige Abdeckung der Mülloberfläche mit Erdstoffen wird gewährleistet sowie eine Vorsorge hinsichtlich der Kosten für die Schließung und Nachsorge der Deponie ist getroffen.

Aus den Messungen zum Wasserhaushalt von Deponiekörpern ist zu folgern, dass aufgrund der Mulchwirkung des Abfalls (kein kapillarer Wasseraufstieg) selbst in ariden Gebieten mit seltenen Niederschlägen, Sickerwässer entstehen (Spillmann 2009c), da die Abfälle in diesen Regionen infolge des hohen Frucht- und Gemüseanteils viel Wasser enthalten. Dieses Sickerwasser wird durch Auflast und Abbauvorgänge in großem Umfang freigesetzt und belastet auf durchlässigem Untergrund zeitversetzt das Grundwasser. Auf schwer durchlässigem Untergrund entstehen selbst in Halbwüstengebieten Seen aus hochbelastetem Sickerwasser (s. Kap. 6).

Im Zusammenwirken von Wasser- und Stoffhaushalt wurde bewiesen, dass sich Speichervorgänge im Abfall trotz erheblicher Sickerwasserabflüsse über Jahrzehnte hinziehen können. Erst nach Erschöpfung der Speicherkapazität und in Verbindung mit dem Abbau der organischen Speichersubstanz werden zeitweilig gespeicherte Chemikalien in Belastungsschüben freigesetzt. Die Tatsache, dass eine aktuelle Sickerwasserprobe unbelastet ist, sagt folglich nichts über die zu erwartenden Belastungen aus. Durch lang anhaltende Konservierungseffekte können Emissionen noch nach langer Zeit freigesetzt werden. Das gilt vor allem für wasserlösliche, an den Abfall zeitweilig adsorbierbare Substanzen, die in kleinen Verlagerungsschritten zur Basis transportiert werden. Abfallablagerungen jeder Art belasten langfristig die Umwelt auf dem Wasserpfad unkalkulierbar, wenn sie nicht aus naturintegrierbaren Stoffen bestehen, die standortgerecht in die Natur eingepasst wurden (Spillmann et al. 2009).

Der hohe organische Anteil in den Siedlungsabfällen ist ideal zum Kompostieren. Da die Abfälle auch Glas, Plastik, Metalle und toxische Bestandteile enthalten, kann der entstehende Kompost belastet sein. Auf eine Separierung der Schadstoffe vom Ausgangsmaterial im Kompostwerk wird aufgrund zusätzlicher Kosten, Platz und Zeit derzeit kein Wert gelegt. Des Weiteren wurde die organische Substanz bereits durch den Kontakt mit den Schadstoffen bei der gemeinsamen Erfassung verunreinigt. Eine getrennte Erfassung der Bioabfälle ist nachgewiesen der ökologisch und technisch beste Weg zur Optimierung der Qualität des fertigen Kompostes [Hoornweg 1999]. Die Kompostierung hat in Entwicklungsländern einen hohen Stellenwert, da die Böden wenig organische Anteile enthalten und ein großer Bedarf an Bodenverbesserungsmitteln besteht.

Daher wurden in den siebziger und achtziger Jahren im Nahen und Mittleren Osten über ein Dutzend Anlagen mit einer mittleren Nennkapazität von 70.000 Mg/a realisiert, vorwiegend von den drei am europäischen Markt vertretenen Herstellern [TBU 2002]: *Vöest* (Österreich), *Bühler* (Schweiz) und *Daneco* (Italien). Im Iran gibt es drei *Bühler*-Anlagen dieser Generation, in Karadj (*erbaut 1993; Durchsatz: max. 250 Mg/d*), Esfahan (*erbaut 1987; Durchsatz: max. 500 Mg/d*) und Teheran (*erbaut 1998; Durchsatz: max. 2000 Mg/d*). Die beiden letztgenannten sind noch heute in Betrieb. Hauptabnehmer des Kompostes sind Garten- und Landschaftsbaubetriebe sowie die Landwirtschaft. Standards, vergleichbar mit deutschen Güteklassen, spielten bisher bei der Vermarktung keine Rolle, wodurch ein Freiraum für qualitätsmindernde Bestandteile (Schadstoffe, Störstoffe, pathogene Keime u. a.) gegeben ist. Um ein qualitativ hochwertiges Endprodukt mit gleichbleibender Konsistenz zu gewährleisten, ist die Erstellung von Kompoststandards notwendig. Die Weltbank [World Bank 1997] schlägt für Kompost aus Siedlungsabfällen in Entwicklungs- und Schwellenländern folgende Grenzwerte vor, siehe Tabelle 2.7.

Tabelle 2.7: Standard für Kompost aus Siedlungsabfällen [Weltbank 1997]

| Schadstoff | Grenzwert <i>mg/kg TS</i> | Schadstoff | Grenzwert <i>mg/kg TS</i> |
|------------|------------------------------|-------------|------------------------------|
| Arsen | 10 | Blei | 150 |
| Cadmium | 3 | Nickel | 50 |
| Chrom | 50 | Zink | 300 |
| Kupfer | 80 | Quecksilber | 1 |

Im Vergleich zu den derzeit im Einsatz befindlichen Abfallkompostierungsanlagen stellen extensive mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlagen (MBA) wegen ihrer Variationsbreite und dem geringen Kapitaleinsatz eine akzeptable Lösung für eine effiziente Entsorgung dar. Die Vorteile der MBA sind folgende:

- Reduktion des aktiven Potentials des organischen Materials,
- Reduktion des Müllvolumens und Gewinnung von Wertstoffen,
- Erhöhung der Verdichtbarkeit des Restmülls beim Deponieeinbau,
- Reduktion der Quantität des Deponiegases und
- Reduktion der Sickerwassermenge und -verschmutzung.



Abbildung 2.1: Brand auf der Deponie Teheran

Die biologische Stabilisation stellt eine Verringerung der Restaktivität des zu deponierenden Abfalls dar. Das Absieben der hochkalorischen Fraktion mit einem geschätzten Heizwert von ca. 13 MJ/kg nach der Behandlung [Nassour 2006] kann einerseits ein gut geeignetes Material für die Müllverbrennung sein oder andererseits als Energielieferant bei der Zementherstellung genutzt werden. Damit würde der Anteil an entzündlichem Material, welches auf der Deponie endgelagert wird, wesentlich verkleinert. Dieser Fakt verringert das Risiko von gesundheits- und umweltgefährdenden Deponiebränden nachhaltig. Brände auf Deponien gehören zum Alltag, so auch in Teheran, siehe Abbildung 2.1. Sie werden teils absichtlich entfacht, zum anderen entflammen sie selbst, bedingt durch klimatische Gegebenheiten und leicht entzündliche Materialien. Während dieser unkontrollierten Brände können toxische gasförmige Verbindungen entstehen, die über die Atmosphäre die Anwohner benachbarter Orte gefährden (eigene Erfahrungen des Verfassers von der Deponie Teheran, bisher noch nicht dokumentiert). Schwelbrände im Inneren der Deponie können Hohlräume verursachen, welche für Arbeiter und Anlieferungspersonal bei Setzungen lebensgefährlich werden können. Im Zeitabschnitt nach dem Einbau, der Intensivrot-

tephase, emittiert auch eine mit unbehandelt eingebauten Abfällen nicht brennende Deponie gefährliche und giftige Substanzen. Dazu gehören die flüchtigen Kohlenwasserstoffe wie CKWs und FCKWs sowie organische Schwefelverbindungen. Anschließend wird das Treibhausgas Methan emittiert, welches ein 21-fach höheres klimaerwärmendes Potential als Kohlendioxid hat. Im Gegensatz zu diesen Vorgängen wird während der biochemischen Behandlung des abbaubaren organischen Materials dieses in Kohlendioxid und Wasser umgewandelt. Die Methanproduktion kann mittels mechanisch-biologischer Abfallbehandlung um 95 % reduziert werden [Eschkötter et. al. 2001, 2002, 2004][Pfaff-Simoneit 2012].

3 Abfallwirtschaftliche Arbeitsbedingungen in Teheran während der experimentellen Untersuchungen

3.1 Organisation und Verantwortlichkeit

Eines der Ballungszentren in ariden Gebieten (vgl. Kap 2) ist die Hauptstadt der Islamischen Republik Iran - Teheran. Ihre Gesamtfläche beträgt 750 km², die derzeitige Einwohnerzahl liegt bei 9 Millionen, hinzukommen ca. 5 Millionen tägliche Pendler aus den umliegenden Vororten, vor allem Karadj [Khatami 2002]. Im Weiteren wird von einem Mittelwert von 12 Millionen ausgegangen. Die administrative Hierarchie in der Teheraner Stadtverwaltung baut sich, wie im Folgenden beschrieben, auf: Die Einwohner wählen den Stadtrat, welcher dann den Bürgermeister beruft. Dieser hat acht Stellvertreter, einer davon betreut den Zuständigkeitsbereich Stadtdienstleistungen und ist u. a. für die Abfallwirtschaft verantwortlich. Dem Ressort Stadtdienstleistungen unterstehen neun Organisationen, eine davon ist O.W.R.C. - Organization for Waste, Recycling and Composting. Diese Behörde war während der gesamten Forschungsarbeiten der verantwortliche Partner der Universität Rostock, Lehrstuhl für Abfallwirtschaft. Die Verantwortung für Erfassung, Transport, Behandlung und Deponierung der Abfälle unterliegt der O.W.R.C. In diesem sowohl administrativen als auch exekutiv komplexen Arbeitsbereich sind derzeit 11.000 Mitarbeiter beschäftigt. Die Organisation O.W.R.C. wurde im Jahre 2010 mit der Organisation des Städtischen Fuhrparkes zum Abfalltransport zusammengelegt und heißt nun „Tehran Waste Management Organization“ [TWMO 2013]. Zentrale Probleme der noch unzureichenden und ökologisch nicht vertretbaren Abfallwirtschaftspolitik zum Zeitpunkt der Verfahrensentwicklung sind nach Khatami [2002]:

- Nichtvorhandensein von Gesetzen für die Privatisierung von staatlichen Aufgaben und Tätigkeitsfeldern,
- Ausländische Technologien und Know-how können nur begrenzt finanziert werden,
- Qualitative und quantitative Unterbesetzung mit Fachkräften und
- Traditionelle theokratische Denkweisen von Verantwortlichen in Behörden und Politik, welche sich dem Fortschritt und Reformen - aus der Angst vor eigenem Machtverlust - verschließen.

3.2 Erfassung, Sammlung und Transport

Die Stadt Teheran ist administrativ in 22 Bezirke (die jeweils einer deutschen Großstadt entsprechen) mit eigenen Verwaltungen aufgeteilt, diese wiederum in 120 Teilbezirke [O.W.R.C. 2003]. Dieses sehr große Einzugsgebiet mit hohen Abfallmassen und der weiten Entfernung zur Deponie bedingte die Errichtung von 20 Umschlagsstationen für die Abfalllogistik. Es handelt sich um Zwischenstationen zum Wechsel des Transportmittels mit dem primären Ziel einer Aufwandsminimierung, siehe Abbildung 3.1. Kleine Sammelfahrzeuge, die alle Bereiche der Stadt und die engen Gassen des Bazars erreichen, erfassen den Abfall, der in diesen Stationen auf große Tieflader umgeladen wird. Diese haben ein Fassungsvermögen von ca. 60 m³ und transportieren den Müll zur über 30 km südlich der Stadt liegenden Zentraldeponie im Vorort Kahrizak. Dorthin gelangen alle Abfälle, außer Bauschutt. Dieser, täglich 24.000 Mg, wird in einer speziellen Deponie in Abe-Ali im Nordosten Teherans zu einem kleinen Teil recycelt, der Großteil deponiert [O.W.R.C. 2003]. Die Menge des in Teheran produzierten Abfalls (Siedlungs-, Gewerbe-, Industrie-, Krankenhaus- und Grünabfälle sowie Klärschlamm etc.) beträgt etwa 7.500 Mg/d. Das sind pro Jahr ca. 2,7 Mio. Mg Abfall (zurzeit der Versuchsdurchführung). Nach den aktuellen Zahlen

liegt die tägliche Abfallmenge in 2013 schon bei 8.136 Mg/d [ISNA 2014]. Da in Teheran das Sammeln der Abfälle ohne ein Behältersystem erfolgt, werden die Abfälle zu bestimmten Zeiten (ab 18.00 Uhr) unmittelbar vor den Wohnhäusern in den Straßen abgelegt.



Abbildung 3.1: Umschlagstation in Teheran

Die Abfuhr erfolgt im ganzen Stadtgebiet täglich in den Abend- und Nachtstunden von 21.00 bis 6.00 Uhr. Parallel dazu kehren Straßenfeger alle Strassen und stellen somit eine komplette Beseitigung der anfallenden Abfälle sicher. Damit konnte ein enormes Problem, die Plage mit Vektoren, vor allem Hausmäuse, Wanderratten sowie streunende Hunde und Katzen, fast vollständig gelöst werden. Die Quantität der organischen Anteile im Abfall ist in verschiedenen Stadtbezirken unterschiedlich. Der Abfall ist zurzeit noch gering mit Schadstoffen belastet und teilweise zur Verwertung als dringend benötigter Kompost geeignet. Die Qualität des Abfalls verbessert sich in der Stadt von Nord in Richtung Süd, das heißt, von Vierteln mit wohlhabenden Bewohnern in Richtung der Armenviertel. Der Plastikanteil nimmt ab und der Prozentsatz Organik zu.

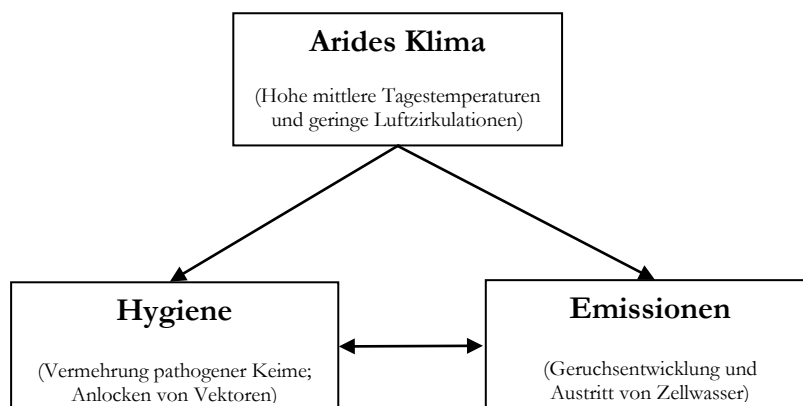


Abbildung 3.2: Notwendigkeit einer täglichen Abfuhr der Siedlungsabfälle

Nach Erfahrungen mit Ausländerwohngebieten in Deutschland kann dieser Zustand mit zunehmender Industrialisierung auch in Teheran erhalten bleiben. Dabei müssen notwendige wirtschaftliche Anreize in Verbindung mit Kontrollen zur getrennten Erfassung eingeführt und der Abfall weiterhin täglich abgefahren werden [Spillmann 2002]. Dies ist eine hygienische Notwendigkeit bei Tageshöchsttemperaturen in der Stadt Teheran im Sommer von über 40 °C, siehe Abbildung 3.2. Negativ ist, dass trotz des guten Informationsstandes von O.W.R.C. bezüglich Herkunft und Qualität des Mülls nichts unternommen wird, Abfälle mit einem hohen Anteil an organischer Substanz aus Parks, Gemüsebazaren oder Siedlungen der südlichen Stadtteile gezielt der Kompostierung zuzuführen. Der Einfluss einer privaten Firma, welche das Plastikrecycling im Kompostwerk übernimmt, diktiert vermutlich den Input in das Kompostwerk, ohne Interesse an der Qualität des eigentlichen Outputs zu haben. Ein effektives Recyclingsystem ist in Teheran nicht ausgebildet. So wird unter der Leitung von O.W.R.C. im Saleh Abad Komplex versucht, ein Zentrum für Wiederverwertung zu etablieren. Dieses plant pro Tag 25 Mg Papier zu verwerten, derzeit werden dort nur ca. 10 Mg PET recycelt [Roghani 2002]. Das monatliche Aufkommen an Plastikabfällen beläuft sich in Teheran auf etwa 30.000 Mg. Darin enthalten sind etwa 10.000 Mg PET-Verpackungen. Bisher steht hierfür keine effiziente Recyclingmöglichkeit zur Verfügung [O.W.R.C. 2002a, 2002b]. Private Sammler und kleinere Firmen organisieren ein Recycling von Papier, Karton, Plastik, Metall sowie Brot aus den Abfällen der Einwohner direkt in den Strassen, kurz vor der Abholung des Mülls. Die Effizienz dieser Wiederverwertung im Hinblick auf die gesamte Abfallmasse wird als sehr gering eingeschätzt und muss dringend verbessert werden. Kritisch hinterfragt werden müssen hier auch die Risiken (Gesundheits-, Unfall-, Verletzungsrisiken, u.a.), welchen diese Sammler ausgesetzt sind [Pfaff-Simoneit 2012]. Auf der Zentraldeponie erfolgen gegenwärtig eine Behandlung von 5 % und eine Endlagerung der restlichen 95 % der Abfälle, siehe Organogramm Abb. 3.3. Die Masse der Siedlungsabfälle je Einwohner und deren Zusammensetzung ist in Entwicklungs- und Schwellenländern primär von den Lebensgewohnheiten sowie den Wirtschaftsbedingungen abhängig. Ein direkter Zusammenhang zwischen der Siedlungsstruktur und der Zusammensetzung der Abfälle ist nachweisbar [Spillmann 1989].

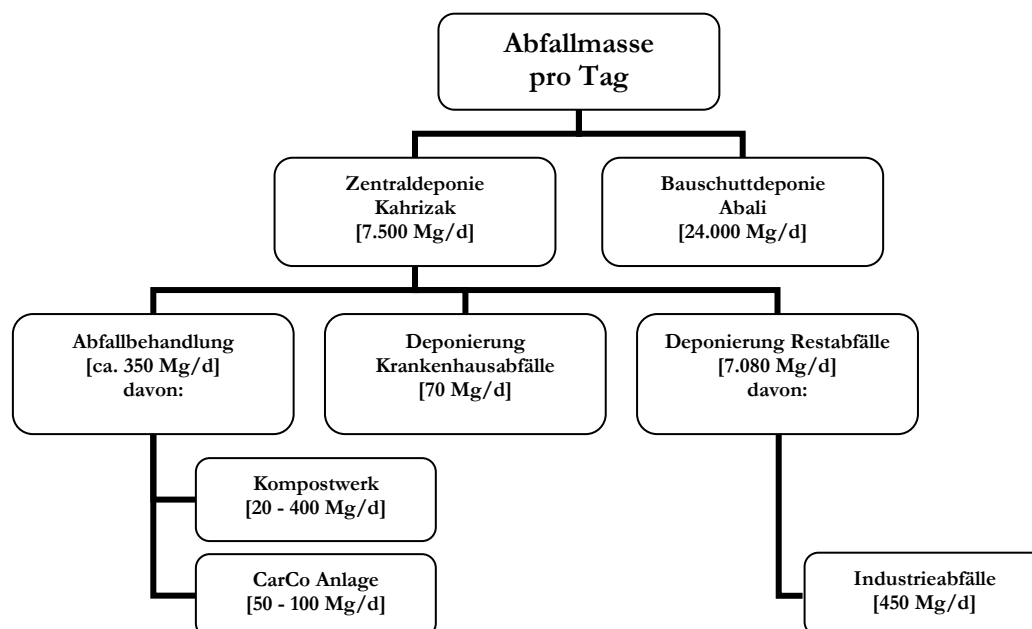


Abbildung 3.3: Organigramm der täglichen Abfallmassen in Teheran und deren Behandlung

Durch die ausgeprägte gesellschaftliche Schichtung in Teheran sind die Unterschiede der Müllzusammensetzung gravierend und werden sich sekundär durch die beginnende Übernahme westlicher Konsum- und Essgewohnheiten verstärken. Ein weiterer Aspekt, welcher eine rasche Verbesserung der aktuellen Abfallsituation verhindert, ist die stetig wachsende Bevölkerung in der Stadt. Das Abfallaufkommen variiert in Abhängigkeit von der Art der Wirtschaftsstruktur (Landwirtschaft, Industrie, Tourismus), der Siedlungsstruktur (ländlicher Raum, Kleinstadt, Großstadt), des Bildungsstandards und des Klimas. In der Stadt Teheran liegt es derzeit bei 0,63 kg/EW*d. Die Abfallzusammensetzung spiegelt die ökonomische Situation des Landes und damit das verfügbare Einkommen der Bewohner und deren Konsumverhalten wider.

3.3 Abfallzusammensetzung und -massen

Das Diagramm Abb. 3.4 zeigt die Abfallzusammensetzung von Teheran. Die Daten stammen vom August 2000 und stellen einen Mittelwert aus den 22 Bezirken der Stadt dar.

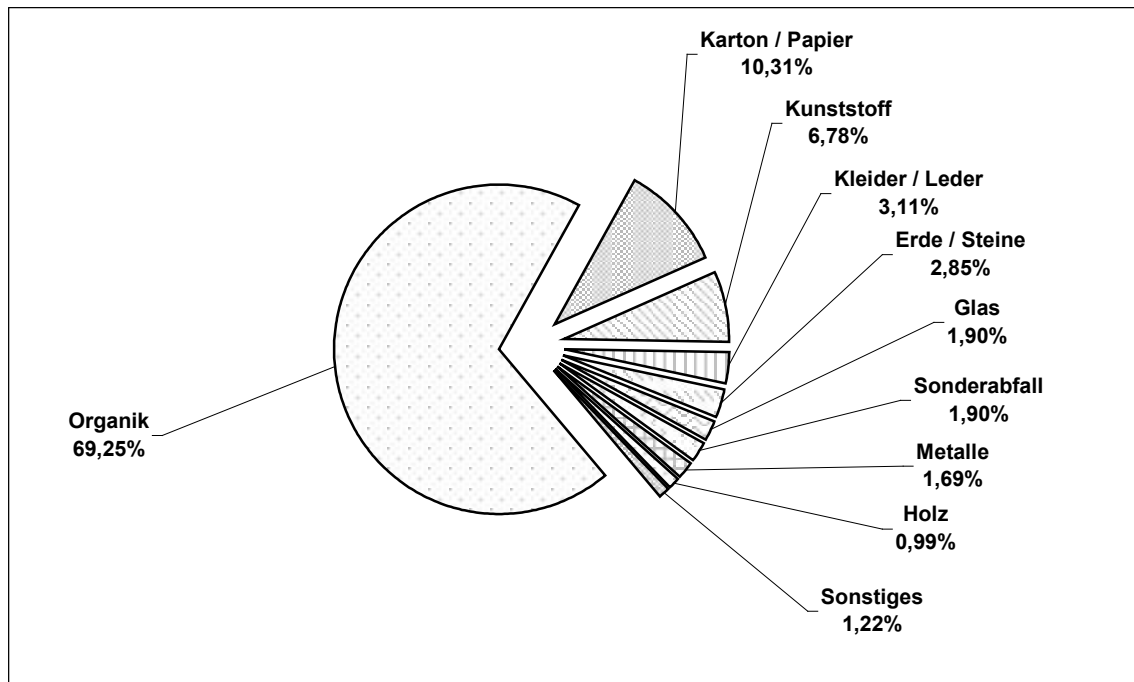


Abbildung 3.4: Diagramm der Abfallzusammensetzung in Teheran [Saeed 2002]

Sie wurden vom Wissenschaftskomplex des O.W.R.C. in Saleh Abad durch Handsortierung, ohne vorherige Absiebung, ermittelt [Saeed 2002]. Krankenhausabfälle werden von speziellen Fahrzeugen getrennt eingesammelt und sind in dieser Sortierung nicht erfasst. Die Mengen werden am Eingang der Deponie durch Klassifizierung und Wägung im Hauptrechner erfasst [O.W.R.C. 2002a]. Das Kontrollsystem unterscheidet acht Fraktionen: Hausmüll, Infrastruktur-, Gewerbe-, Krankenhaus- sowie Schlachtabfälle, Boden, Holz und Reifen. Unter Infrastrukturabfällen sind Markt- und Parkabfälle sowie Abfälle der Straßenreinigung zu verstehen. Charakteristisch ist der prognostizierte ansteigende Trend der Menge des Hausmülls in den vergangenen Jahren. Die Ursachen wurden bereits erläutert. Die Abnahme der Fraktionen Infrastrukturabfälle und Gewerbeabfälle sind wahrscheinlich durch falsche Klassifizierung mit in die Kategorie Hausmüll eingegangen. Der Anstieg der Fraktion Boden ist mit dem erhöhten Abfallaufkommen und dem damit verbundenen höheren Abdeckmaterialbedarf sowie mit der in den letzten Jahren verstärkten Bautätigkeit in Teheran zu erklären. Dabei ist zu beachten, dass die hier angegebenen Werte

etwa 10 Prozent niedriger liegen als der tatsächliche Input auf der Deponie beträgt. Als Ursachen sind zu nennen:

- extreme Belastungsspitzen in den Nachtstunden,
- fehlendes Personal,
- häufige Unterbrechung der Stromversorgung und
- Ausfälle des Rechnersystems auf der Deponie.

Es kann ein gravierender Anstieg der Abfallmengen in den letzten Jahren verzeichnet werden, welche zur Behandlung und Ablagerung auf die Deponie angeliefert wurden [O.W.R.C. 2002a, 2002b]. Durch die sich derzeit ändernde Werteordnung in der iranischen Gesellschaft, verbunden mit einer ersten Öffnung des Landes, das Ende der theokratischen Regierung und der beginnende Einfluss westlichen Konsumdenkens, wird sich dieser Trend in den nächsten Jahren weiter fortsetzen.

3.4 Entsorgungskosten

Zum entsorgungslogistischen Prozess gehören Erfassung, Sammlung und Transport. Die Kosten für die Stadtreinigung und die Entsorgungslogistik belaufen sich in Teheran jährlich auf 30 Millionen Euro [Khatami 2002]. Die Abfallerfassung und -sammlung sind die wichtigsten Teilprozesse der Entsorgungslogistik, da sie die Grundlage zur Weiterbearbeitung sind. Zur optimalen Umsetzung müssen Kenntnisse über die Größe des Gebietes, Wirtschafts- und Sozialstruktur sowie Art der Bebauung in die Planung eingehen. Der Transport beginnt nach Beendigung der Sammlung und endet mit Übergabe des Abfalls an Beseitigungs- bzw. Verwertungsanlagen. In Teheran erfolgt ein Nahtransport über die Strasse.

Die Kosten der kompletten Entsorgung in Teheran werden durch die O.W.R.C. - Informatikabteilung [2002b] erfasst. Alle Werte wurden über die 20 Bezirke gemittelt. Die Erfassung pro Megagramm Abfall kostet 3,69 €, der Transport zur Deponie 2,36 € und die Ablagerung 1,47 €, die als ungeordnete Deponierung in *open dumps* erfolgt. Zusammen betrugen die Kosten 7,52 €/Mg, gültig von April 2001 bis März 2002. Bei einer Abfallmasse von ca. 7.500 Mg entspricht dies täglichen Kosten von 56.400 €. Von April 2002 bis Januar 2003 hat sich der Kostenanteil für die Abfallerfassung um ca. 18 % auf 4,35 €/Mg erhöht. Diese Rechnung ist keine Vollkostenrechnung sondern zeigt nur die reinen Handlingkosten auf. Es fehlen diverse Kostenblöcke, da sie aus anderen Kassen der Stadt Teheran bezahlt werden. Unter anderen kommen noch folgende Faktoren dazu: Personal-, Lohn- und Verwaltungskosten sowie die Kosten des Fuhrparkes (Investmentkosten, Abschreibungen, Wartungskosten, etc.). Nach Schätzungen des Verfassers liegen die realen Behandlungskosten bei 30 - 40 €/Mg. Die mittlere Transportdichte der Abfälle liegt bei 0,35 - 0,40 Mg/m³ [O.W.R.C. 2002].

In einem hoch entwickeltem Industrieland wie Deutschland betragen die Kosten laut Nassour [2005] für die Abfalllogistik ca. 60 %, die Verwaltung 13 % und die Behandlung sowie Deponierung 27 %. In der Literatur wird die Größenordnung der Logistikkosten an den gesamten Entsorgungskosten mit ca. 40 % - 60 % beziffert, für Siedlungsabfall ist teilweise sogar von bis zu 80 % der Gesamtkosten die Rede. Die aufgeführten Kostenanteile der kommunalen Abfallentsorgung sind dabei folgende [Brenck et. al. 1996]:

- 35 - 50 % für die Sammlung,
- 10 - 30 % für den Transport inklusive Umschlag,
- 15 - 50 % für Behandlung und Beseitigung sowie
- 5 - 7 % für die allgemeine Verwaltung.

3.5 Stand der Abfallbehandlung / -beseitigung

3.5.1 Geologische Situation

Die Deponie Kahrizak liegt in der geologischen Klassifizierung nach dem Geological Survey of Iran in der *Zentral Iran Zone*. Deren Aufbau ist dreischichtig und wie folgt ausgeprägt: Die geologisch älteste Schicht ist das anstehende jungvulkanische Gestein des Alttertiärs mit den bestimmenden Arten wie Trachyte und Trachyandesite, überformt von einem Konglomerat des Jungtertiärs mit Einschlüssen von Sandstein und Ton. Diese Schicht wird von älteren oder jüngeren Terrassen des frühen Quartärs überlagert, welche lokal eng nebeneinander liegen. Der in Kahrizak anstehende Bodentyp ist ein kleyähnlicher Schluff. Er ist basisch und besitzt einen pH-Wert von acht [Geological Survey of Iran 1993]. Aride Klimabedingungen verursachen in bindigem Untergrund Schrumpfrisse, die sich im Fall der Wiederbefeuchtung nicht mehr vollständig schließen. In Verbindung mit dem großen Grundwasserflurabstand wird dessen Belastung zwar verzögert aber langfristig nicht vermieden.

3.5.2 Ungeordnete Deponie

Die gegenwärtig angewandte Methode der kommunalen Abfallbeseitigung in Teheran ist die ungedichtete und technisch nicht beherrschbare Deponie mit dem *Trench Dumping System*. Dieses System beruht auf der bekannten *Trench Landfill Method*. Dabei wird Abfall geordnet in ausgehobene Kanäle eingebaut. In Teheran wird der Abfall jedoch ungeordnet in diese Kanäle abgekippt („dumping“), ohne Zwischenabdeckungen, Verdichtungen etc., Abb. 3.5. Es treten dabei folgende Probleme auf, welche detailliert im Anhang I und II beschrieben werden:

- Ablagerung auf einem hydrologisch nicht getesteten und ungedichteten Standort,
- Keine Entwässerung und Entgasung des Deponiekörpers,
- Fehlende Sickerwasser- und Gasbehandlung,
- Unzureichende Maßnahmen hinsichtlich des Arbeitsschutzes und der Hygiene,
- Fehlende Vorsorgemaßnahmen für den Brandschutz und
- Minimale Recyclingaktivitäten.



Abbildung 3.5: Trench Dumping System auf der Deponie Teheran

Der ankommende Abfallteilstrom, täglich ca. 7.080 Mg, das entspricht etwa 300 Tiefladern und 400 LKWs, wird ohne Behandlung und Sortierung in einen Kanal verfüllt. Seine Abmessungen sind: (200 - 500) m Länge, (50 - 200) m Breite und 25 m Tiefe. Die Abfälle werden anschließend, ohne vorherige Kompaktierung, mit Erdstoffen etwa 0,5 m dick abgedeckt. Die Dichte der abgelagerten Abfälle beträgt etwa 0,75 - 0,80 Mg/m³ [Roghani 2002]. Zur Zeit der Versuche des Verfassers wurden vier dieser Kanäle auf der Fläche der Deponie angelegt, davon zwei in Nutzung und zwei als Reserve. Für weitere Kanäle ist auf der Deponie keine Fläche vorhanden. Dies entspricht einer verfügbaren Kapazität bis Ende 2005 [Madanie 2002]. Für die Folgejahre war eine neue Deponie geplant, 50 km südlich der Stadt an der Autobahn in Richtung Qom.

Beide Kanäle werden abwechselnd befüllt, da die in dem zuerst angelegten Kanal integrierten zwei Pumpen den Sickerwasseranfall von ca. 900 m³/d nicht bewältigen und somit ein Überlaufen in die umgebenden Ortschaften die Folge wäre. Das heißt, drei Kreiselpumpen arbeiten täglich 24 h, Ruhezeiten einbezogen, um das Sickerwasser aus den Kanälen zu pumpen. Dieses wird im Randbereich der Deponie in einem etwa 12 ha großen Sickerwassersee gesammelt, ohne jegliche Nachbehandlung. Der See hat eine durchschnittliche Tiefe von 1,5 m und beinhaltet ca. 180.000 m³ konzentriertes Sickerwasser [Roghani 2002].

Bei Untersuchungen im Auftrag von O.W.R.C. durch das Ingenieurbüros *Teheran Sist* im Jahr 2001 schwankte der Sickerwasseranfall aufgrund des Einflusses von Niederschlägen, Verdunstung und Abfallzusammensetzung je nach Jahreszeit beim Abfalleinbau gering. Die Ergebnisse im Diagramm Abb. 3.7 beziehen sich auf das Trench Dumping Verfahren und eine tägliche Einbaumasse von 6.500 Mg/d [Teheran Sist 2001]. Derzeit ist das Sickerwasser etwa 60 m in den Boden eingedrungen [Roghani 2002].

Charakteristisch für den Teheraner Abfall ist der hohe Anteil wasserreicher, leicht abbaubarer organischer Substanz, die unter den gegebenen Klimabedingungen schnell in unkontrollierte Fäulung übergeht und dann in großem Umfang organisch hoch belastetes Zellwasser freisetzt. Das Sickerwasser aus dem zuerst angelegten Kanal hat eine durchschnittliche CSB - Konzentration von 60.000 mg/l und BSB₅ - Konzentration von 40.000 mg/l [Madanie 2002].

Zur Reinigung des Sickerwassers mittels des technologisch komplizierten Umkehrosmose - Verfahrens und ohne Sanierung der weiteren Umweltschäden wären nach Schätzungen des Verfassers ca. 5,4 Millionen Euro notwendig. Als Basis der Überlegungen dient der aktuelle Preis von ca. 30,00 €/m³ der Deponie Schwäbisch Hall. Dieser setzt sich zur einen Hälfte aus der Anlagentechnik und zur anderen aus der Entsorgung des Konzentrates zusammen [Iliesiu 2003]. Anzumerken ist, dass der Untergrund der Deponie tiefgründig bindig ist, das Tiefengrundwasser erst 100 m unter der Geländeoberkante ansteht und dessen Flurabstand durch intensive Förderung ständig weiter sinkt.

Die Deponierung der 70 Mg/d Krankenhausabfälle erfolgt sehr gewissenhaft eine Stunde täglich im Trench Dumping System. Dabei wird der ankommende Müll in Kanäle mit einer Abmessung von 10 m Breite und 2 m Tiefe geschüttet, durch Überdecken mit Kalk (CaO) sofort desinfiziert und dann mit 1,5 m Erdstoffen komplett abgedeckt.

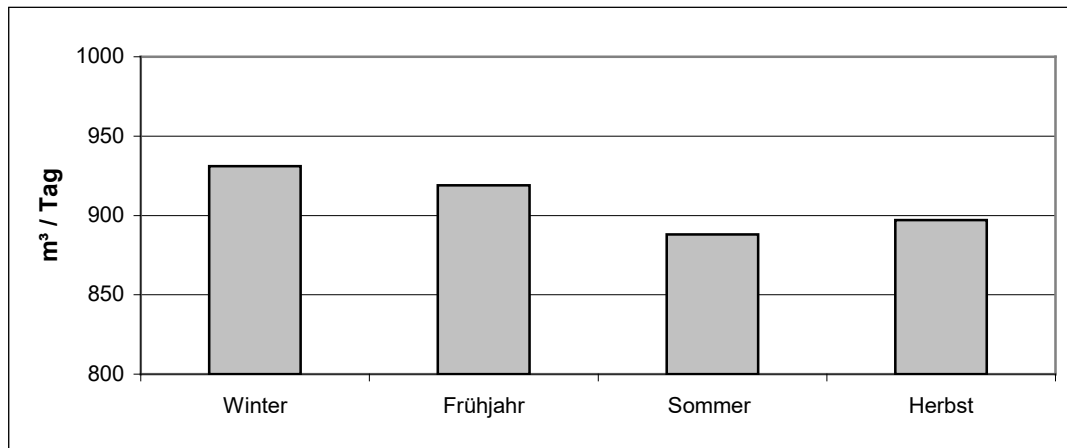


Abbildung 3.6: Diagramm des jahreszeitlichen Sickerwasseranfalls [Teheran Sist 2001]

3.5.3 Kompostwerk (technischer Stand z.Z. der Versuchsdurchführung)

Das im Jahr 2000 eingeweihte Kompostwerk ist für 2.000 Mg täglich ausgelegt, wobei zwei parallele Linien je 1.000 Mg/d verarbeiten können. Es wurde 1998 von der indischen Firma *Tractel* gebaut und nutzt die etwa 30 Jahre alte Bühler - Technologie. Zurzeit wird im Kompostwerk eine Verarbeitungskapazität von 20 bis maximal 400 Mg/d erreicht (Abb. 3.8). Dabei entstehen pro Megagramm Abfallinput durchschnittlich nur 150 kg Kompost des Rottegrades III bis IV. Bei der angewendeten Zeilenkompostierung wird das Rottegut in befestigten, nach oben offenen Rottezeilen abgelegt, die durch feste Zwischenwände voneinander getrennt sind. Jede dieser Zeilen wird separat belüftet und durch ein spezielles Umsetzgerät zeilenweise in verschiedenen Intervallen versetzt. Entsprechend dem gewünschten Rottegrad dauert der Kompostierungsprozess zwischen zwei und zwölf Wochen. Es muss hier angemerkt werden, dass dieser Ansatz, Kompost aus gemischten Siedlungsabfällen herzustellen, in Mitteleuropa schon lange nicht mehr üblich ist.



Abbildung 3.7: Kompostwerk Teheran

Um eine schnelle und optimale Stabilisierung sowie Hygienisierung des Bioabfalls und einen emissionsarmen Betrieb zu gewährleisten, muss der Rotteprozess steuerbar sein. Wesentliche Größen sind dabei die Belüftung durch Umsetzen und/oder Zwangsbilüftung sowie die Regulierung des Wassergehaltes durch Bewässerung oder interne Zirkulation [Kern et. al. 1998]. Bei der Zeilenkompostierung wirkt sich die automatische Umsetztechnik besonders nachteilig aus, da sie einem hohen Verschleiß (Wellen, Lager, etc.) unterliegt und somit Probleme bezüglich Wartung, Instandhaltung und Ersatzteilbeschaffung in den Vordergrund treten [Rudolf 2000]. Dies kann durch den Verfasser auch als primäre Ursache für die o. g. geringe Verarbeitungskapazität des Werkes in Teheran bestätigt werden.

Nach der Anlieferung wird das Material in Teheran aus beiden Tiefbunkern mittels zweier Kräne auf ein Förderband transportiert und gelangt in eine Siebtrommel mit einer Länge von 10 m und einem Lochdurchmesser von 50 mm. Der im Trommelsieb getrennte Abfall, der Siebdurchgang < 50 mm, wird über Förderbänder in die Rottekanäle des Kompostwerkes eingetragen. Der Aufenthalt in den vier Kanälen mit spezifischen Belüftungsregimes beträgt zusammen 16 Tage. Die unkontrollierte Arbeitsweise in den Rottekanälen führt dazu, dass Luft an den Enden der Kanäle aus den Belüftungsrinnen entweicht, ohne die Miete zu belüften. Der permanent stechende Geruch von Ammoniak, Schwefelwasserstoff und Mehrcaptanen in dieser Halle weist eindeutig auf anaerobe Zonen im Rottekörper hin, die zur Freisetzung besonders geruchsintensiver Faul- und Gärstoffwechselprodukte führen. Anschließend wird der Kompost in einer Reifehalle vier Wochen gelagert und dabei einige Male mit dem Radlader umgesetzt. Die weitere Lagerung erfolgt im Freien, im Außengelände des Werkes [Mazenani 2002]. Die Qualität und damit der Preis des Endproduktes wird vom Siebschnitt nach der Rotte sowie dem Anteil an Fremdstoffen (Steine, Glassplitter, Tonscherben, Plastik etc.) bestimmt, siehe Tabelle 3.1. Als Maßnahmen zur Abluftbehandlung werden u. a. Biofilter genutzt. Da die Abluftinhaltsstoffe nahezu ausschließlich organischen Ursprung haben, sind sie einem biochemischen Abbauprozess in einem Kompost- bzw. Biofilter sehr gut zugänglich. Das Prinzip des Biofilterverfahrens beruht auf der Stoffwechselaktivität aerober Mikroorganismen. Dabei kommt dem Aufbau und der Dimensionierung des Biofilters eine besondere Bedeutung zu. Im Einzelnen sind für dessen optimalen Betrieb folgende Bedingungen sicherzustellen: ein hoher organischer Anteil (> 50 %), neutral bis schwach alkalischer pH-Bereich, hohes und gleichmäßiges Porenvolumen, ausreichender Feuchtegehalt, genügender Mikroorganismenbesatz und geringer Eigengeruch. Biofilter können bei ordnungsgemäßen Betrieb eine Eliminationsleistung von > 90 % erzielen [Wiemer u. Kern 1992]. Die Abluft des Kompostwerkes wird gegenwärtig nicht gereinigt, obwohl eine Biofilteranlage vorhanden ist. Ursache dafür ist zum einen die defekte Absaugung und zum anderen viele fehlende Fenster-scheiben in der Rottehalle.

Das Kompostwerk hat einen Behandlungsaufwand von 8,24 €/Mg Inputmasse und einen durchschnittlichen Verkaufserlös von 11,77 €/Mg Feinkompost, siehe Tabelle 3.1, [Naghavi 2002]. Die Betriebskosten des Werkes belaufen sich auf ca. 1.500 bis 3.500 €/d (vgl. Tabelle 3.2). Damit ist der hohe Subventionsaufwand abschätzbar, zumal nur etwa 8 - 11 % des Inputgewichtes als Kompost verkauft werden, siehe Diagramm Abb. 3.8. Das Entgelt für die Abfalldeponierung liegt vergleichsweise bei nur 1,47 €/Mg.

Tabelle 3.1: Verkaufserlöse des Kompostes in Teheran [Naghavi 2002]

| Qualitätsstufen / Lieferant | Siebgröße | Erlöse | Störstoffe |
|-----------------------------|------------|------------|------------|
| Güte 1 - Kompostwerk | < 10 mm | 14,71 €/Mg | - |
| Güte 2 - Kompostwerk | 10 - 20 mm | 8,82 €/Mg | - |
| Güte 3 - CarCo Anlage | < 20 mm | 4,71 €/Mg | Vorhanden |

Tabelle 3.2: Monatlicher Subventionsaufwand der Kompostproduktion [Naghavi 2002]

| Zeitraum | Betriebskosten <i>in €</i> | Verkaufserlöse <i>in €</i> | Subventionen <i>in €</i> |
|---------------------|-------------------------------|-------------------------------|-----------------------------|
| 21.03. - 20.04.2002 | 38.320 | 4.445 | 33.875 |
| 21.04. - 21.05.2002 | 67.960 | 10.795 | 57.165 |
| 22.05. - 21.06.2002 | 63.744 | 8.981 | 54.763 |
| 22.06. - 22.07.2002 | 80.374 | 12.656 | 67.718 |
| 23.07. - 22.08.2002 | 76.978 | 6.732 | 70.245 |

Das Endprodukt des Kompostwerkes hatte z. Z. der Versuche drei Qualitätsmängel: einen hohen Anteil an Schwermetallen, an Salzen und einen ungenügenden Rottegrad. Der Anteil an Schwermetallen im Kompost wird von einer großen Fraktion an Metallen, Legierungen sowie Batterien im abgesiebten Abfall bedingt. Der Plastikanteil mit schwermetallhaltigen Farbaufdrucken oder Färbungen im angelieferten Material ist ein weiterer Grund. Das Problem ist nur mittels einer getrennten Erfassung der Abfälle am Entstehungsort, in den Haushalten, zu lösen, so wie dies in Europa üblich ist. Hier ist eine Kompostproduktion aus Siedlungsabfällen nicht mehr zulässig. Eine Verbesserung der Situation wäre in Teheran durch den Einsatz eines Magnetabscheiders oder erweiterte händische Aussortierung vor dem Befüllen der Rottekanäle möglich.

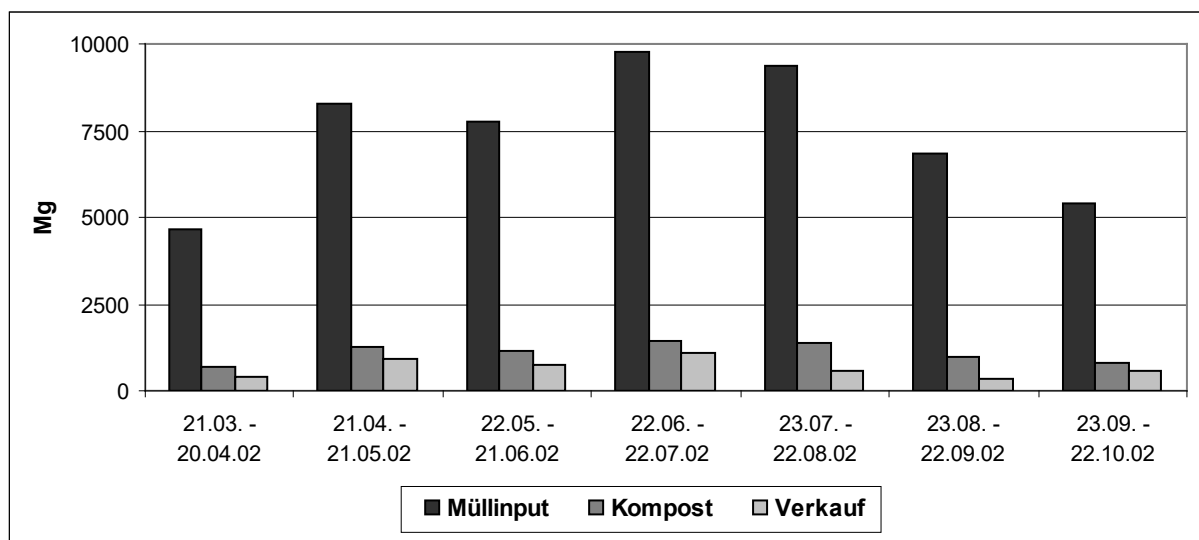


Abbildung 3.8: Diagramm der Effizienz des Kompostwerkes [Naghavi 2002]

Ursache für den erhöhten Salzgehalt im Abfall sind die großen Mengen an nativen Küchenabfällen. Dieser wirkt sich negativ auf das Pflanzenwachstum aus. Ein Kompost mit ungenügendem Rottegrad und Feinmaterialanteil führt bei einer Applikation auf landwirtschaftliche oder gärtnerische Nutzflächen nach der Befeuchtung zu einer Eigenerwärmung, die je nach Stabilität des Materials bis zu 65 °C führen kann. Folgen sind Schädigungen und Verbrennungen an den Pflanzen. Um diesen Effekt entgegen zu wirken, wird beim Einsatz von Mulchkompost in Deutschland die Fraktion < 10 mm abgesiebt und mindestens ein Rottegrad II - III vorgeschrieben. Bei der territorialen Abfallerfassung und anschließenden Verarbeitung wird primär auf eine hohe Plastikfraktion geachtet, welche eine Fremdfirma durch Recycling hinter der Siebtrommel per händischer Wertstoffauslese gewinnt und verkauft.

Um den Sickerwasseranfall zu minimieren, übernahm das Kompostwerk ab Januar 2002 die - vom Verfasser an den Standort angepasste Technologie des Kaminzugverfahrens (vgl. Kap. 6) -, ohne jedoch den Verfahrensentwickler explizit auszuweisen. Der Grobkompost wird dabei unter

die Abfallchargen in den Aufgabebunker des Werkes eingefüllt und gelangt über den Greifer auf das Förderband in den Verarbeitungsprozess. Dies führt zu einer Verbesserung der Struktur des Materials und zur Bindung austretender Zellwässer. Damit wurden einerseits erhebliche Verbesserungen hinsichtlich der Kompostqualität erzielt und andererseits durch die Belüftungsreduktion Kosten von ca. 700 € täglich gespart (Angaben aus internem O.W.R.C. - Bericht Nr. 1253, O.W.R.C. 2002). Der Anfall von Sickerwasser während des Verarbeitungsprozesses blieb aus.

3.5.4 CarCo Anlage

Die mobile Siebtrommel - CarCo Anlage - arbeitet auf dem Gelände des Kompostwerkes, siebt täglich ca. 50 - 100 Mg Abfall ab und setzt den Durchgang < 70 mm auf Dreiecksmieten (Abb. 3.9). Die verbleibenden Rückstände werden endgelagert.



Abbildung 3.9: CarCo Anlage

Das Wenden der Feinfraktion bis zum fertigen Endprodukt erfolgt mittels Top Turners (Abb. 3.10). Dabei entsteht ein qualitativ schlechter Kompost mit einem Rottegrad von II - III. Ursachen sind einerseits Außentemperaturen auf der Deponie bis über 50 °C im Sommer, welche das Material innerhalb weniger Stunden komplett austrocknen und andererseits das ungünstige Verhältnis von Oberfläche zu Volumen bei Dreiecksmieten. Seit dem Frühjahr 2002 wird auch bei diesem Verfahren die Miete mit einer Unterbauschicht entsprechend dem vom Verfasser angepassten Kaminzugverfahren versehen, ohne Absprache mit dem Entwickler. So konnte ein Austreten von Sickerwasser nach dem Aufsetzen verhindert werden. Diese Maßnahme hat auf das zweite Phänomen, die schnelle Austrocknung, keinen Einfluss. Wiederholte Gespräche des Verfassers bewirkten im August 2002 die Verlegung von Wasseranschlüssen auf die Fläche. Ob die Bewässerung danach kontinuierlich vorgenommen wurde entzieht sich der Kenntnis des Autors. Der Einsatz eines Top Turners zur Kompostierung von Siedlungsabfällen ist nicht effizient, da durch Störstoffe im Ausgangsmaterial (wie Spiralfedern, Textilien und Bänder) die Achse des Gerätes durch Umwicklung oft blockiert. Folgen sind tagelange Ausfälle und Reparaturen. Die schlechte Qualität des Kompostes (besser: mumifizierter Abfall) wirkt sich äußerst negativ auf dessen Vermarktung und Akzeptanz bei den Abnehmern aus. Sichtbare Fremdstoffe sowie die unzureichende Stabilisierung ließen die Nachfrage in Teheran fast auf null sinken.



Abbildung 3.10: Nutzung eines Top Turners in der CarCo Anlage

3.5.5 Pilotprojekte und Studien

Das Management von O.W.R.C. testete verschiedene Verfahren zur Abfallbehandlung unter den gegebenen lokalen Bedingungen. Es wird primär eine Lösung für die aktuelle umweltbelastende Situation gesucht. Hinzu kommt, dass die auf der Zentraldeponie zur Verfügung stehenden Flächen nahezu verfüllt sind und bisher keine zeitgemäße ökologische Perspektive in Sicht ist. Das bisher angewendete Verfahren, das Trench Dumping, bei dem 90 % der täglichen Abfallmasse eingebaut werden, ist ökologisch nicht vertretbar. Gegenwärtig werden zwei Verfahren für die Bedingungen der Stadt Teheran getestet:

- Das *Kaminzugverfahren* - Universität Rostock
- Das *Anaerobe Bioreaktor Verfahren* - EAMIC Kanada.

Die Universität Rostock, vertreten durch den Verfasser aus dem Fachgebiet Abfallwirtschaft, testete in einem dreijährigen Pilotprojekt mit etwa 12.000 Mg Abfall die Möglichkeit der Nutzung eines MBA - Verfahrens, des *Kaminzugverfahrens* nach Spillmann/Collins [1981] mit Adaptionen von Hashemi [1998] und Breuer [2000](vgl. Anhang Kap. III.). Auf dieser Basis wurde ein neues Modell entwickelt, mit welchem die Beherrschung des Wasserhaushaltes in aridem Klima gelang. Dafür musste das Strömungsverhalten des originalen Systems grundlegend modifiziert werden. Das Kaminzugverfahren unterteilt sich in eine mechanische Vorbehandlung und die Rotte. Ziel der mechanischen Vorbehandlung ist es, den Restabfall so zu konditionieren, dass die Rahmenbedingungen für den biochemischen Abbau der organischen Bestandteile optimiert werden. Zur mechanischen Komponente gehören:

- Grobe Zerkleinerung und Zerfaserung (Verbesserung der biologischen Angreifbarkeit),
- Homogenisierung (gleichmäßige Verteilung des Strukturmaterials),
- Abtrennung von Wertstoffen sowie
- Separierung von Stör- und Schadstoffen.

Aufgabe der biochemischen Stabilisierung ist die Degradation der im Restabfall enthaltenen natürlichen Substanzen zu Kohlendioxid und Wasser bzw. in unlösliche Minerale sowie Huminstoffe. Das Verfahren hat sich im Test bewährt, wird seit dem 01.09.2002 im Praxisbetrieb gefahren und soll bis auf 2.000 Mg/d ausgeweitet werden. Im Sommer 2003 wurde es zur Übernahme durch private Firmen ausgeschrieben.

Die EAMIC Engineering International Inc. and AA Tech Inc. Canada testen parallel ihr System *Greenhouse Gas Emissions Abatement Program Bioreactor Landfill – Cells Demonstration Project*. Dieser anaerobe Deponiereaktor ist für 550.000 Mg Müll geplant und befindet sich z. Z. des Versuchs noch im Bau [O.W.R.C. 2002]. Im abgeschlossenen computergesteuerten Pilotprojektreaktor soll die Methangasphase so geregelt werden, dass eine optimale Ausbeute an Deponiegas erzielt und anschließend verstromt wird. Durch ein Kreislaufsystem, bestehend aus vertikal angeordneten Drainagerohren, ist die Sickerwasserbeseitigung zu realisieren (Abb. 3.11). Die spätere Setzung der Deponie infolge des anaeroben Abbaus soll genutzt werden. Dies bedingt, dass die Abdeckung erneut geöffnet und nochmals bis auf die ursprüngliche Höhe aufgefüllt wird. Die allgemein gesicherte Erkenntnis, dass der aerobe Abbau mittels Rotte effizienter ist als der anaerobe, findet hierbei keine Beachtung. Der Einsatz des EAMIC - Verfahrens kann nur bedingt als „faire“ Entwicklungshilfe angesehen werden, deren Grundlage stets ökologische und kostengünstige Aspekte sein müssen. Folgende Punkte sollen dies untermauern:

- Keine Lösung für das Problem des überschüssigen, nicht im Kreislauf benötigten Sickerwassers.
- Endprodukte des anaeroben Abbaus sind nicht stabil.
- Energiepotential des Abfalls steckt in der Plastikfraktion, nicht in der Organik.
- Nutzung dieser Technologie in einem energiereichen OPEC - Land.

Weiterhin sei angemerkt, dass es derzeit noch technologische Schwierigkeiten gibt, die gleichmäßige Sickerwasserverteilung im Reaktorkörper mittels der vertikalen Beschickungsrohre sicherzustellen. Bedingt durch Inhomogenitäten bzw. durch die Ausbildung bevorzugter Sickerwasserwege im Deponiekörper (sog. channeling) und Inkrustierungen von Rohrleitungen ist das Verfahren gegenwärtig noch störanfällig [Albrecht et. al. 2002]. Die Lagerung von Abfällen in abgekapselten Deponiekörpern verhindert bis zum Standzeitende der technischen Barrieren schädliche Emissionen. Das Problem wurde verringert und zeitlich verschoben, jedoch nicht langfristig gelöst (vgl. Kap. 3).

Die *United Nations for Human Settlements (HABITAT)* und O.W.R.C. begannen 1998 mit einem Pilotprojekt der japanischen Universität Fukuoka auf der Zentraldeponie Kahrizak. Ein semiaerobere Deponiereaktor, Abb. 3.12, sollte eine kosteneffektive, umweltgerechte und emissionsarme Behandlung von lokalen Abfällen gewährleisten. Entwickler des Verfahrens ist Prof. Matsufuji, der es seit 1975 in Japan anwendet [O.W.R.C. 2002]. Das Verfahren wurde Anfang 1998 auf experimenteller Basis in Teheran eingeführt. Die geplanten Ziele waren:

- Reduktion der Emissionen der Treibhausgase,
- Schutz des Bodens und Reduktion des Flächenverbrauches,
- Verbesserung der Qualität des Sickerwassers sowie
- Integration des Umweltschutzgedankens in die Abfallwirtschaft.

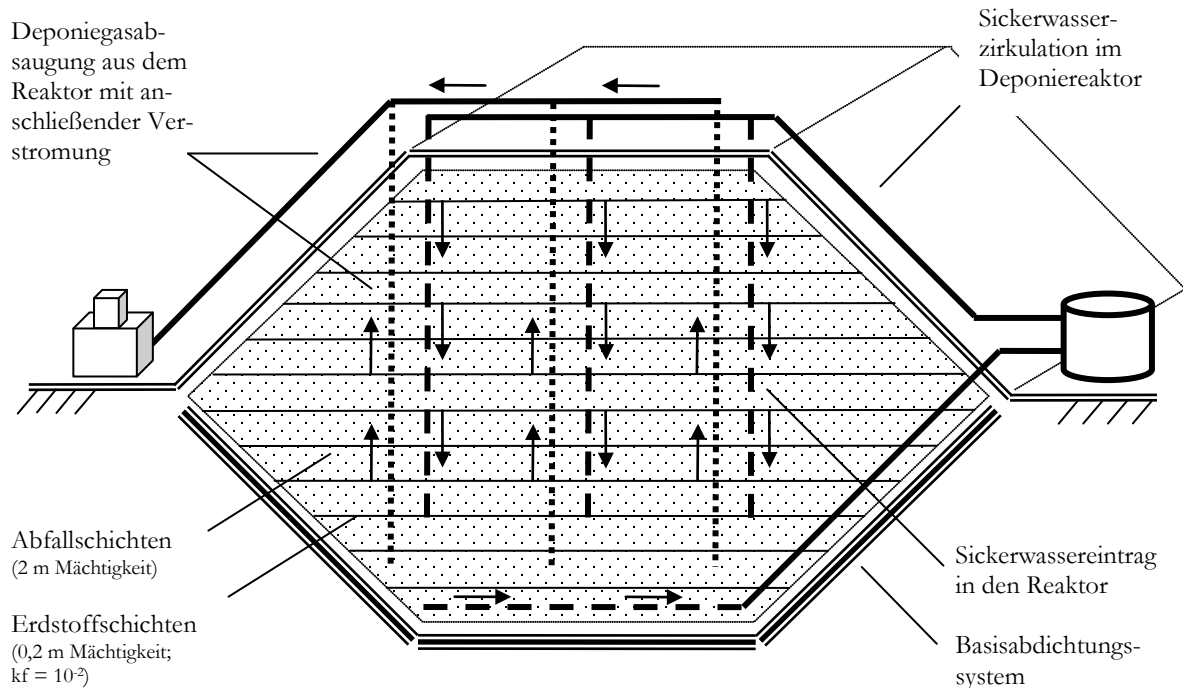


Abbildung 3.11: Schema des anaeroben Bioreaktors des kanadischen Konsortiums [O.W.R.C.2002]

Die Arbeiten im Rahmen des Projektes umfassten eine Fläche von 2 ha. Zielstellung war die Umsetzung ingenieurtechnischer und umweltschutzspezifischer Aspekte. Im September 1998 begann die Abfallendlagerung unter Versuchsbedingungen. Bereits nach drei Wochen Rezirkulation des Sickerwassers konnte eine Reduktion des BSB₅ und des CSB um 70 % verzeichnet werden. Im Februar 1999 beschloss O.W.R.C. die Übernahme des Verfahrens. Somit wurde es unter Aufsicht der UNCHS (HABITAT) auf einer Fläche von 9,2 ha in den Praxisbetrieb der Deponie Kahrizak übernommen. Die wissenschaftliche Kontrolle erfolgte durch die *Shahid Beheshti Medical Science University of Teheran* und die *Fukuoka University* in Japan. Die Kosten für dieses Projekt beliefen sich im Jahr 1998 auf ca. 30.000 US-\$ (Pilotprojektphase), 1999 auf ca. 85.000 US-\$ und im ersten Quartal des Jahres 2000 auf ca. 25.000 US-\$ (Praxisbetrieb) [O.W.R.C. 2001]. Enthalten sind Kosten für Material, Arbeitskräfte und Technik; Kostenträger war die O.W.R.C. Teheran.

In den drei Jahren der Nutzung dieser Technologie auf der Deponie Teheran konnten zwei Grundprobleme, hervorgerufen durch den überwiegend organischen Abfall, nicht beseitigt werden:

- Austretende Gasemissionen sind lang- und kurzfristig nur minimal beeinflussbar. An den aus der Ablagerung herausragenden Kaminrohren konnte der Verfasser am 06.07.2000 noch 35 % Methangas und 47 % Kohlendioxid nachweisen. Diese Werte entsprechen dem Anfang der Methanphase. Sie beginnt während des Betriebszeitraumes und herrscht noch einige Zeit nach Abschluss vor.
- Der schichtweise Aufbau des Deponiekörpers des Fukuoka Verfahrens führt zu einem Stau des Sickerwassers an der mineralischen Zwischenabdeckschicht und zu einem seitlichen Wasseraustritt. Damit wird die Standsicherheit der Deponie wesentlich herabgesetzt. Sickerwasser tritt - 2 Jahre nach Beendigung des Verfahrens - noch in großen Mengen aus der Ablagerung aus und speist mehrere Auffangbecken.

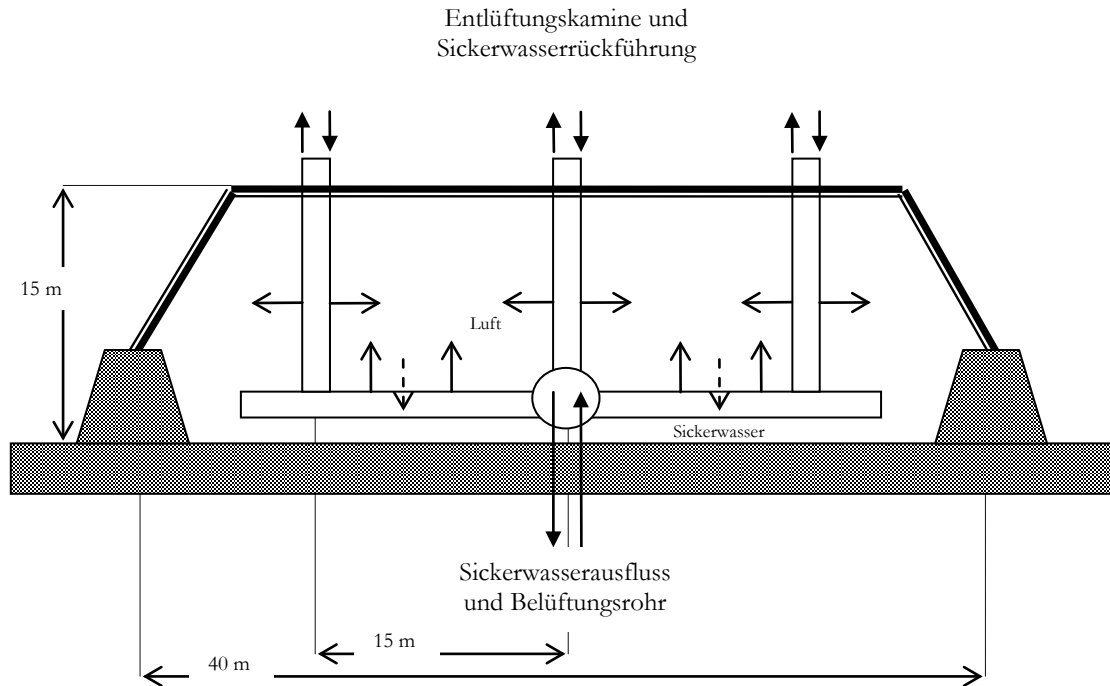


Abbildung 3.12: Schema des Fukuoka Verfahrens [O.W.R.C. 2002]

Die Ergebnisse des Verfahrens verschlechterten sich drastisch, nachdem es die Wissenschafts-
teilung an die Ausführungsabteilung von O.W.R.C. übergeben hatte. Derselbe Effekt ist auch
beim Kaminzugverfahren zu beobachten, seit das Verfahren eigenständig von der Ausführungs-
abteilung übernommen wurde und der Verfasser das Land verließ.

4 Zielstellung des Promotionsvorhabens

4.1 Stand des Wissens

Eine umweltverträgliche, nachhaltige Abfallbeseitigung erfordert eine stoffstromspezifische Betrachtung der Reststoffe. Als Lösungsansatz wird deshalb nach dem aktuellen Stand der Technik (Literatur und Patentangaben) eine weitgehende mechanisch-biologischen Restabfallstabilisierung gewählt, die nachweislich eine abwasserfreie Trennung der Abfälle in definierbare Stoffströme ermöglicht (z.B. Eschkötter 2004). In weiteren Verfahrensschritten können dann diese Fraktionen so bearbeitet werden, dass den Anforderungen einer industriellen Verwertung bzw. einer Naturintegration adäquate Stoffströme entstehen. Im Sinne eines verwertungsorientierten Stoffstrommanagements kann so der überwiegende Teil der Siedlungsabfälle einer Verwertung zugeführt und die Ausschleusung von Stoffen aus dem Stoffkreislauf, z. B. durch Deponierung, minimiert werden. Für aride Gebiete in Entwicklungs- und Schwellenländern muss die bisher erreichte Entwicklung weitergeführt werden zu einer Lösung, bei der auch ein maschinen- und bautechnisch einfaches Verfahren ohne technische Abdichtung des Standortes das Trinkwasser und dessen Reserven nicht belastet. Als Lösungsansatz wird eine Mietenkonstruktion gewählt, die einen internen Sickerwasserkreislauf ohne technische Eingriffe ermöglicht. Die Optimierung des Vorgangs ist wichtigstes Ziel der Untersuchungen. Eine Übersicht über die Anforderungen an die Promotionsarbeit gibt Abb. 4.1.

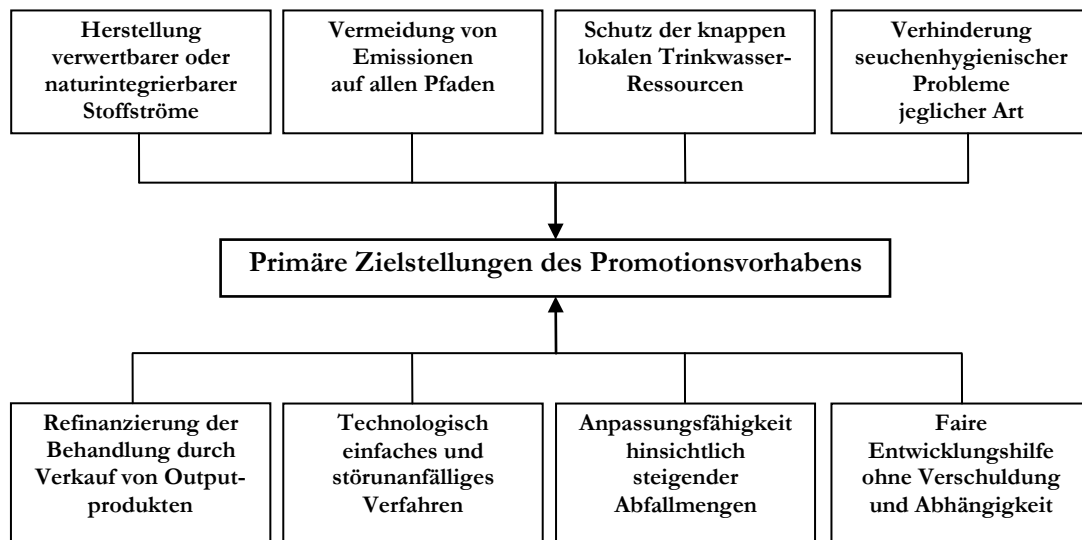


Abbildung 4.1: Anforderungen an das Promotionsvorhaben

Die Erhaltung und Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit durch die Aufbereitung der organischen Abfälle ist ein besonders wichtiges Ziel der Verwertung dieser Stoffgruppe und damit ein wichtiges Ziel des Lösungsansatzes. Eine energetische Verwertung von Abfällen ist in einem OPEC - Land wirtschaftlich nur dann rentabel, wenn aus definierten Abfällen energetisch hochwertige Stoffströme in großem Umfang separiert werden können. Im Iran hat deshalb die Werterhaltung der organischen Substanz Vorrang gegenüber der thermischen Behandlung. Wegen des hohen Organikanteils des Teheraner Abfalls muss das Verfahren in der Lage sein, geeignetes

Ausgangsmaterial ohne industrielle Verschmutzung zu Kompost - einem organischen Bodenverbesserungsmittel - zu verarbeiten. Dieser muss folgenden Anforderungen genügen: Hygienische Unbedenklichkeit für Menschen, Tiere und Pflanzen; Unterdrückung der Bildung von phytotoxischen Metaboliten sowie frei von Störstoffen. Wirtschaftliche Gründe bedingen dieses Ziel durch drei Arbeitsphasen zu erreichen: Vorauswahl geeigneter Abfälle, Zerkleinerung und Homogenisierung sowie nur ein Siebdurchgang nach der Rotte. Ein höherer technischer Aufwand würde Mehrkosten verursachen, welche die Absetzbarkeit des Produktes in der lokalen Landwirtschaft verhindern würden.

Die Abfallentsorgung ist auch ein entscheidendes Element für den vorbeugenden Gesundheitsschutz. Sie hat die Aufgabe, die Entwicklung sowie die Vermehrung von Krankheitserregern zu verhindern und dadurch die Entstehung von Seuchen auszuschließen. Das in Teheran einzuführende Verfahren muss deshalb in der Lage sein, Krankheitserreger zuverlässig abzutöten und die Entwicklung von Überträgern zu minimieren oder zu unterbinden. Die derzeitige Wahrnehmung von Geruchsemissionen, schon in weitem Umfeld der Teheraner Abfalldeponie, signalisiert zum einen das Entstehen von toxischen Gasen während des biochemischen Abbaus und zum anderen flüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe und Aromate (BTX) aus Abfällen der Industrie, die künftig zunehmend zu erwarten sind. Bei einem Abfallaufkommen von etwa 7.500 Mg/d müssen diese Gase weitgehend eliminiert werden, auch wenn zurzeit von der örtlichen Behörde darauf nur untergeordneter Wert gelegt wird. Aufgrund der kontinentalen Klimabedingungen (Rezirkulationen) muss die Reduktion umweltbelastender Geruchs- und Schadgasemissionen ein permanenter Bestandteil jeder Abfallbehandlung sein.

Eine gegenwärtig häufig praktizierte Methode zur Verbesserung der Situation der Abfallwirtschaft in Entwicklungs- und Schwellenländern ist die Gewährung langfristiger internationaler Kredite. Dabei werden komplette Anlagen, vorrangig von Firmen aus hochtechnisierten Ländern importiert, verbunden mit hohen Investitionskosten. Im Vorfeld sind deshalb folgende Prämissen zu prüfen, um eine dauerhafte Effizienz zu gewährleisten:

- Lokale Bedingungen und Arbeitskräftepotential vor Ort,
- Wartungs- und Betriebskosten,
- Dimensionierung und Auslastung der Anlagen,
- Rückzahlungskonditionen.

Der Iran ist ein industrialisiertes Entwicklungsland mit niedrigen Energie- und Lohnkosten sowie geringer Kapitalausstattung. Arbeitsintensive Lösungen sind deshalb kapitalintensiveren bei gleichen Kosten vorzuziehen, insbesondere wenn Investitionsgüter und deren Ersatzteile importiert werden müssen. Das Ziel des Forschungsvorhabens war die Entwicklung eines technologisch einfachen und kaum störanfälligen Verfahrens für die Abfallbehandlung der Stadt Teheran.

4.2 Grundlagen der Verfahrensauswahl

4.2.1 Administrative Vorgaben (vgl. Anhang Kap. II)

Die weltweit strengsten Vorgaben zur Abfallwirtschaft gelten z.Z. in Zentraleuropa (Schweiz, Deutschland, Österreich). Die deutschen Vorschriften enthalten ausführliche Anweisungen für die biologische Abfallbehandlung, die mit denen Österreichs weitgehend übereinstimmen. Da für Teheran eine biologische Behandlung und Verwertung vorgesehen ist (Begründung s. Kap. 2), werden die deutschen Bestimmungen als Basis der administrativen Beurteilung der Verfahrensauswahl und der Beurteilung der Weiterentwicklung herangezogen, die z.Z. der Versuchsdurchführung galten. Sie sind ausführlich im Anhang Kap. II dargestellt. Der Anhang enthält außerdem eine ausführliche Darstellung der in Deutschland angewandten Entwicklungen zur Abfallwirtschaft und deren Ergebnisse. Ausführlich dargestellt wurden auch Verfahren zur biologischen Abfallstabilisierung auf der Deponiefläche, die mit einfachen Mitteln durchgeführt werden können, Anhang Kap. III, und trotzdem nachweislich die administrativen Anforderungen an die 1. Barriere (= Stabilität des abgelagerten Abfalls) vollständig einhalten (Beispiel Tab. 4.1). Zur Anwendung der administrativen Vorgaben auf den Standort Teheran ist zu beachten, dass vorrangig die maßgebenden Forderungen zum langzeitigen Schutz des Trinkwassers zu erfüllen sind. Die Ausführung ist von den örtlichen Bedingungen abhängig.

Die Kernforderungen der deutschen Bestimmungen sind:

- keine Belastung kommender Generationen
- Schutz des Trinkwassers nach dem Besorgnisprinzip
- Rangfolge der Schutzmaßnahmen: Vermeidung vor Verwertung, Verwertung vor Beseitigung
- Beseitigung nach den Multibarrierenprinzip:
 1. das Material selbst,
 2. langfristig stabile, beherrschbare technische Barriere
 3. geologische Barriere

Die z. Z. geltenden gesetzlichen Prüfkriterien zur 1. Barriere wurden aus Untersuchungen abgeleitet, deren Ergebnisse extrapoliert werden mussten. Sie einzuhalten ist notwendig. Ob sie hinreichend sind, ist nach dem neuesten Stand der Wissenschaft zu bewerten. Auch die vorgeschriebene Kombinationsabdichtung, die 2. Barriere, muss bezüglich der Ausführung noch verbessert werden (Dörrie et al. 2010).

4.2.2 Bewertung der Langzeitwirkung nach dem Stand der Wissenschaft (vgl. Anhang Kap. II. 2)

Im Telford Verlag, London, erschien 2009 unmittelbar nach Abschluss der Forschungsarbeiten die abschließende Publikation eines interdisziplinären Langzeit-Forschungsprogramms als Buch: „Long-term hazard to drinking water resources from landfills“ (Spillmann et al. ed. 2009; 525 S., 209 Abb., 59 Tab., ISBN 978-0-7277-35133). Das Forschungsvorhaben wurde von 63 Wissenschaftlern aus 17 wissenschaftlichen Instituten innerhalb 35 Jahren erarbeitet und vorrangig von der Deutschen Forschungsgemeinschaft in Rahmen eines Schwerpunktprogramms (Schadstoffe im Grundwasser) geprüft und gefördert. Parallel zur Forschung liefen die großtechnischen An-

wendungen, so dass die hier untersuchten Zustände von Deponien an der Großausführung geprüft sind. Im gleichen Forschungsprogramm wurden auch die tatsächlichen Wirkungen im Grundwasser festgestellt. Diese Ergebnisse sind bereits als DFG Bericht in Buchform im VCH Verlag Weinheim veröffentlicht („Schadstoffe im Grundwasser“ Bd. 2, Spillmann et al. Hrsg. 1995). Die erprobten Anwendungen auf die Erkundung von Belastungen des Grundwassers, die technische Sicherung der Ablagerungen, die Stabilisierung und stofflich definierte Trennung der Abfälle einschließlich der vollständigen Standortsanierung durch Deponierückbau nach Abfallstabilisierung in situ, Schutzmaßnahmen vor der Selbstentzündung von Kunststoffmonodeponien und gezielte stoffliche Verwertung wurden publiziert bei (Dörrie et al. 2010). Eine kurzgefasste Darstellung des vollständigen Forschungsprogramms einschließlich der Vor- und Ergänzungsversuche mit einer genauen Beschreibung der Forschungsbedingungen ist im Internet veröffentlicht (Spillmann, Rump 2012 „Methodik und Ergebnisse der direkten Messung der Langzeitgefährdung von Trinkwasservorkommen durch Sickerwässer aus Abfalldeponien“).

Der maßgebliche Unterschied zwischen den Ergebnissen dieses umfangreichen interdisziplinären Langzeitforschungsprogramms und denen, die bisher zum Langzeitverhalten von Deponien veröffentlicht wurden besteht darin, dass hier erstmals fachlich vollständig an denselben Modellen im Maßstab 1:1 die Untersuchungen unter definierten Bedingungen allseitig kontrollierbar und reproduzierbar durchgeführt wurden und trotz des geometrischen Maßstabs 1:1 der Zeitmaßstab für hydraulische Vorgänge auf 1:10 und für biologische Vorgänge um zwei Zehnerpotenzen auf 1:100 verkürzt werden konnte. Dadurch konnte der langfristig zu erwartende Materialzustand für unterschiedliche Abfallzusammensetzungen dargestellt und der Verlauf der Emissionen durch neu entwickelte Modellgesetze interpoliert werden.

Correlation between TOC and zinc in the biologically stabilized residual waste eluate

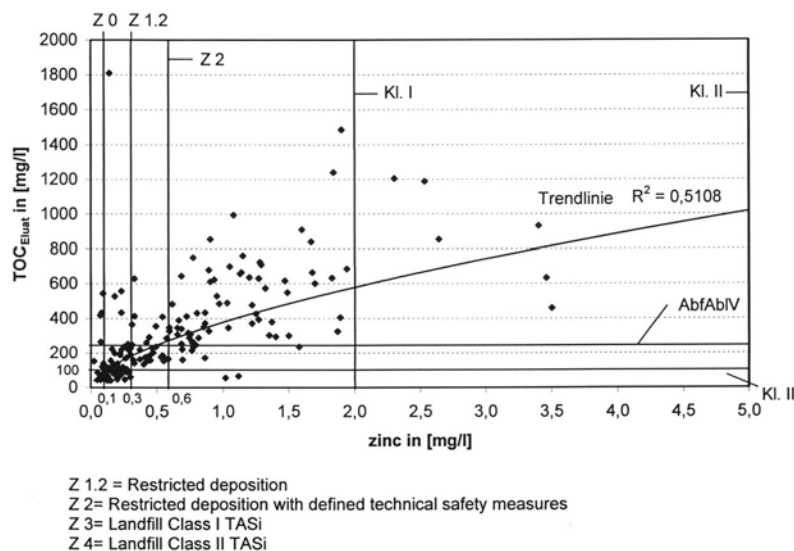


Abbildung 4.2: Zusammenhang zwischen der Mobilität der organischen Substanz und der Schwermetallemission aus einer Abfallablagerung (Eschkötter 2004, Abb. 6.11).

Für industriell unbedeutend belasteten Siedlungsabfall sind die biologisch extrem schwer abbaubaren organischen Belastungen sowie langfristig auftretende Ammoniumgehalte der Sickerwässer als charakteristische Emissionen maßgebend, die sich um mehr als eine Zehnerpotenz unterscheiden können. Zur Beurteilung der davon ausgehenden Trinkwasserbelastung ist aber nicht allein die durch den chemischen Sauerstoffbedarf CSB charakterisierte organische Fracht maßgebend. Nach dem Besorgnisprinzip ist die Molekularstruktur der organischen Substanz für deren

Wirkung entscheidend. Nur ein naturidentisches Material oder eine Emission, die auf absehbarer Fließstrecke in ein stabiles, naturidentisches Material umgewandelt wird, ist in jedem Fall unbedenklich. Da Huminstoffe und huminstoffähnliche Substanzen Schwermetalle komplexieren, besteht außerdem ein Zusammenhang zwischen der Schwermetallemission und der Höhe der organischen Belastung (CSB) des Sickerwassers, Abb. 4.2 (Eschkötter 2004). Die zeitweilig extrem hohen Ammoniumbelastungen des Sickerwassers sind nicht nur fischgiftig und belasten das Trinkwasser, sondern können auch nach der Nitrifizierung die Nutzung eines Gewässers zur Trinkwasserversorgung ausschließen. Auf der Grundlage der neuen Forschungsergebnisse kann in erster Näherung ein System zur Beurteilung der langfristigen Grundwasserbelastung aufgestellt werden:

Verwertung

Nach einer einwandfreien Rotte und einer fachgerechten Anwendung des Kompostes sind Umweltbelastungen nicht zu erwarten. Die Gewässerbelastung kann in diesem Fall gleich Null angesetzt werden.

Bestmögliche biologische Stabilität mit nachfolgender Deponierung

Abfälle mit ausgeglichenem Nährstoffverhältnis (hier: einwohneräquivalentes Müll-Klärschlammgemisch) erreichen die biologische Stabilität eines Waldbodens (Kucklick et al. 2009). Wird daraus eine permanent aerobe Ablagerung hergestellt, erfüllen die Sickerwässer die in Deutschland geltenden Bedingungen zur Einleitung in einen Vorfluter (Kruse, Spillmann 2009 Fig. 5-1) (Großausführung: Deponie Meisenheim, LK Bad Kreuznach, Maak 2001, 2002). Der Gehalt toxisch wirkender Schwermetalle unterschreitet in den Eluaten die für die deutsche Deponieklasse 1 geltenden Grenzwerte um ein bis drei Zehnerpotenzen (Tab. 4.1, aus Dörrie et al. 2010).

Abbauvorgänge und die damit aktivierbaren Emissionen der Schwermetalle treten auch nach einem Eingriff in den Deponiekörper nicht auf, weil die huminstoffähnliche organische Substanz die Metalle bindet und in biologisch und chemisch weitgehend stabiler unlöslicher Form vorliegt (Abb. 4.2 aus Eschkötter 2004). In einem Porengrundwasserleiter wird die durch diesen Rest-CSB charakterisierte organische Substanz zu naturidentischen Huminstoffen am Korn stabil angelagert (Filip, Smed-Hildmann 1995). Trotz dieser günstigen Ergebnisse ist die Gewässerbelastung aus einer derartigen Deponie nicht gleich Null:

- in jedem Fall fließen Chloride und Sulfate in zu hoher Konzentration ab (Kruse, Spillmann 2009)
- die festen organischen Substanzen bilden erst die Vorstufe eines Waldbodens (Franke 2009).
- die Umwandlung der löslichen Organik in stabile Huminstoffe im Grundwasser induziert eine unerwünschte weitreichende organische Belastung aufgrund der dazu notwendigen biologischen Aktivität (Spillmann, 1995, Abb. IV.2.2).

Weitgehende biologische Stabilisierung ohne Nährstoffausgleich vor der Deponierung

Die Eluatwerte unterscheiden sich nicht grundlegend von ausgeglichenen Gemischen. Auch der weitgehend aussortierte Restabfall hielt in der permanent aeroben Ablagerung alle deutschen Einleitungskriterien ein (Kruse, Spillmann 2009). Aus früheren Untersuchungen ist aber bekannt, dass der CSB z.B. im Sickerwasser eines intensiv aerob stabilisierten ländlichen Hausmülls trotz permanent aerober Deponierung im Verlauf eines Jahres stetig bis auf Werte über 1000 mg/l anstieg (Spillmann, Collins 1978, 1979). Der entscheidende Unterschied zur Stabilisierung mit Nährstoffausgleich besteht in der Möglichkeit einer „Vertorfung“. Kann dieser Zustand nicht

ausgeschlossen werden, ist die langfristige nachteilige Wirkung auf Gewässer durch huminstoffähnliche Substanzen um mindesten eine halbe Zehnerpotenz höher einzustufen als die Stabilisierung mit Nährstoffausgleich.

Tabelle 4.1: Stabilitätsparameter nach TASI 1993 eines weitgehend biologisch stabilisierten Siedlungsabfalls mit Nährstoffausgleich (Dörrie et al. 2010, Tab. 4)

| Parameter | Unit | Residual waste after intensive rot- ting and subsequent decomposition | | | | TASi limiting values (1993) | |
|------------------------------|----------------------------|--|-----------|----------|----------|--------------------------------|--|
| | | < 8 mm | 8 – 40 mm | > 40 mm | Average | LC* I | LC* II |
| Solid ¹⁾ | | | | | | | |
| Ignition loss | % by weight DM** | 20.3 | 20.3 | 33.5 | 23.5 | 3 | 5 |
| Ignition loss corrected | % by weight DM** | 12.8 | 18.9 | 16.7 | 16.0 | - | - |
| TOC | % by weight DM** | 13.3 | 12.2 | 14.7 | 13.2 | 1 | 3 |
| Respiration act. in 96 h | mg O ₂ /g DM | < 1 | < 1 | 4.5 | < 1.9 | 5 | Target values for biological stabilisation |
| Gas produc- tion in 35 d | l/kg TS | < 1 | 2 | 3 | < 1.9 | 20 (in 21 d) | |
| Eluate ²⁾ | | | | | | | |
| pH value | - | 7.7 | 7.9 | 7.6 | 7.7 | 5.5-13.0 | 5.5-13.0 |
| Conductivity | µS/cm | 2420 | 1940 | 2160 | 2182 | 10.000 | 50.000 |
| TOC | mg/l | 44 | 44 | 61 | 48 | 20 | 100 |
| Phenols | mg/l | 0.01 | 0.02 | 0.024 | 0.017 | 0.2 | 50 |
| As | mg/l | < 0.04 | < 0.04 | < 0.04 | < 0.04 | 0.2 | 0.5 |
| Pb | mg/l | < 0.02 | < 0.02 | < 0.02 | < 0.02 | 0.2 | 1 |
| Cd | mg/l | < 0.002 | < 0.002 | < 0.002 | < 0.002 | 0.05 | 0.1 |
| Cr-VI | mg/l | < 0.05 | < 0.05 | < 0.05 | < 0.05 | 0.05 | 0.1 |
| Cu | mg/l | 0.053 | 0.044 | 0.053 | 0.05 | 1 | 5 |
| Ni | mg/l | < 0.02 | < 0.02 | < 0.02 | < 0.02 | 0.2 | 1 |
| Hg | mg/l | < 0.0002 | < 0.0002 | < 0.0002 | < 0.0002 | 0.005 | 0.02 |
| Zn | mg/l | 0.07 | 0.05 | 0.12 | 0.07 | 2 | 5 |
| Fluoride | mg/l | 0.12 | 0.15 | 0.12 | 0.13 | 5 | 25 |
| Ammonium-N | mg/l | 0.8 | 0.25 | 0.02 | 0.41 | 4 | 200 |
| Cyanide (easy to release) | mg/l | < 0.01 | < 0.01 | < 0.01 | < 0.01 | 0.1 | 0.5 |
| AOX | mg/l | 0.2 | 0.33 | 0.2 | 0.25 | 0.3 | 1.5 |
| Water-soluble fraction | % by weight | 0.19 | 0.16 | 0.2 | 0.18 | 3 | 6 |
| CSB | mg O ₂ /l | 111 | 118 | 195 | 134 | - | - |
| BSB ₅ | mg O ₂ /l | < 3 | < 3 | < 3 | < 3 | - | - |

* LC: landfill class

** DM: dry matter

¹⁾ 3 months of subsequent decomposition

²⁾ 8 months of subsequent decomposition

Biologische Stabilisierung bis zur stabilen anaeroben Ablagerung mit Restgasentwicklung

Ist durch biologischen Abbau eine Ablagerung so weit stabilisiert, dass der innere Gasdruck das Eindiffundieren des Luftsauerstoffs nicht mehr sperrt, werden die Abbauvorgänge und die damit verbundenen Emissionen wieder aktiviert. Im Endzustand erreicht der Abfall etwa die gleiche biologische Stabilität wie nach einer gezielten aeroben Stabilisierung bis zum permanent aeroben Deponiekörper (Einzelheiten s. Spillmann et al. Ed. 2009). Der Unterschied besteht darin, dass bis zu diesem Zustand die stabilen CSB-Belastungen des Sickerwassers ca. 3000 mg/l erreichen (Beispiel: Deponie Schwäbisch Hall). Verläuft der Vorgang störungsfrei, ist der Zeitbedarf bis zur weitgehenden biologischen Stabilität aus dem Modellgesetz (Terzaghi–Analogie) abschätzbar. Die Zeit nimmt mit dem Quadrat der Deponiehöhe zu (Spillmann 2009a). Für annähernd ideale Bedingungen wurde ein Zeitbedarf von $t = 4,4 H^2$ gemessen (Spillmann 2009b).

Biologische Stabilisierung zur Verkürzung der sauren Anfangsphase

Während der aktiven Gasproduktion werden die Sickerwässer vor allem zusätzlich zu einem hohen stabilen CSB mit Ammonium in einer Größenordnung von 1000 mg NH_4 /l belastet. Diese Belastung muss für die Dauer der Gasproduktion zur CSB-Emission hinzugerechnet werden.

Ablagerung ohne biologische Stabilisierung

Aus unbehandeltem Abfall fließen zunächst organische Säuren ab, die das Sickerwasser neben hohen anorganischen Verbindungen mit einem CSB größer 10.000 mg/l belasten können. Diese organischen Inhaltsstoffe sind unter günstigen aeroben Bedingungen zu einem großen Teil biologisch leicht abbaubar. Die daraus entstehenden organischen Ablagerungen im Grundwasser entsprechen aber nicht den natürlichen Huminstoffen (Filip, Smed-Hildmann 1995) und der Vorgang erzeugt unkalkulierbar weit reichende organische Belastungen (Spillmann 1995), die nicht den natürlichen Substanzen entsprechen (Weis et al. 1995). Außerdem aktiviert vor allem die saure Phase die Emission der Schwermetalle um mehr als eine Zehnerpotenz im Vergleich zur stabilen Methanphase (Rump et al. 2009). Dazu kommen beträchtliche hydraulische Probleme, die die Ausfällungen der hohen Kalkfrachten verursachen (Ramke, Brune 1990). Die Gewässerbelastung ist deshalb nach Ansicht des Verfassers für einen Vergleich mit anderen Deponiezuständen um mindestens eine Zehnerpotenz höher anzusetzen als die der stabilen Methanphase. Die Dauer des sauren Zustands hängt unter anaeroben Bedingungen davon ab, wann die Säuren so weit verdünnt werden, dass die Methanbakterien die Säuren im basischen Milieu abbauen können. Das muss im Einzelfall ermittelt werden. Unter stagnierenden Bedingungen, z.B. Schlamm oder bindiger Boden, ist der Abbau der organischen Substanz innerhalb der im Langzeitversuch prüfbarer Zeitspanne von 15 Jahren gleich Null, selbst wenn in groben Kanälen in demselben Deponiekörper das Sickerwasser ohne Einstau abläuft (Spillmann 2009c).

Setzt man zum Vergleich unterschiedlicher Deponiebedingungen die Größenordnung der aus dem Abfall zu erwartenden Gewässerbelastungen an, die aus der Sicht des Trinkwasserschutzes auch bei der Ablagerung eines industriell wenig belasteten Siedlungsabfalls zu beachten sind, und setzt die langfristig zu erwartenden Emissionen nach z. Z. bestmöglicher biologischer Vorbehandlung gleich 1, kann man nach Ansicht von Spillmann (2011) in erster Näherung die Zunahme der Emissionen infolge einer geringeren Stabilisierung durch folgende Faktoren angeben:

Organische Belastungen

| | | |
|------------|--|------------------------|
| (a) | Fachgerechte Rotte und Verwertung | 0 |
| Ablagerung | | |
| (b) | nach z. Z. bestmöglicher biologischer Vorbehandlung, permanent aerob | 1 |
| (c) | nach weitgehender Stabilisierung, permanent aerob, mit Vertorfung | 5 |
| (d) | stabile Methanphase nach Ende der Gasproduktion | $5 + 10 \cdot 4,4 H^2$ |

- (e) stabile Methanphase mit Gasproduktion $5 + 10 \cdot 4,4 H^2 + t_{\text{Prod}} (10 + 1000 \text{ NH}_4)$
- (f) saure Anfangsphase = stabile Methanphase mit Zuschlag für saure Phase nach örtlicher Abschätzung der Dauer $5 + 10 \cdot H^2 + t_{\text{Prod}} (10 + 1000 \text{ NH}_4) + t_{\text{sauer}} (100 + 100 \text{ NH}_4)$

Emissionen toxischer Spurenelemente

- (a) $S_{\text{tox}} = 0$
- (b) $S_{\text{tox}} = 1$
- (c) = (d) = (e) $S_{\text{tox}} = 10$ (Carriereffekt von NE-Schwermetallen)
- (f) $S_{\text{tox}} = 10 + 100 t_{\text{sauer}}$ (Carriereffekt + Säurelösung von NE-Schwermetallen)

H = Höhe der Abfallschicht

t_{prod} = Zeitdauer der Methanproduktion

t_{sauer} = Zeitdauer der sauren Phase

S_{tox} = Konzentration der toxischen Spurenelemente

5 Konzeption der Verfahrensentwicklung

5.1 Auswahl des Basisverfahrens

Der Erfolg der biologischen Stabilisierung kann mit unterschiedlichen Verfahren erreicht werden. Sowohl im Versuchsmaßstab 1:1 (Spillmann et al. Ed. 2009) als auch im praktischen Deponiebetrieb (Maak 2001, 2002) wurden mit einem grob aufgeschlossenen und homogenisierten Siedlungsabfall auf einer sohlbelüfteten Tafelmiete mit direkt aufgelegtem Bio-Filter (Abb. 5.1) die deutschen Stabilitätskriterien (s. Anlage Kap. II) eingehalten. Wurde während der intensiven Phase der aufgelegte Bio-Filter durch einen einfachen und preisgünstigen Filter aus Aktivkohle in Form einer Matte ersetzt, konnten trotzdem alle deutschen Grenzwerte für gasförmige Emissionen aus dem diffusen Schadstoffgehalt des Siedlungsabfalls eingehalten werden (Maak 2001, 2002). Dieses Verfahren kann durch eine technisch gekapselte Intensivrotte (Eschkötter 2004) oder ein anaerobes Verfahren (BEKON 2009) ergänzt und das weitgehend stabilisierte Material abwasserfrei nach definierten Stoffgruppen getrennt werden (Eschkötter 2004, Dörrie et al. 2009, 2010). Die sohlbelüftete Tafelmiete ist somit nicht nur das nachweislich technisch effektivste Verfahren zur Stabilisierung des Abfalls, sondern ist auch als Basisverfahren für eine weiterführende Abfallbewirtschaftung nachweislich geeignet. Aus diesem Grunde wurde sie vom Verfasser als Basisverfahren gewählt. Bei der Anwendung sind jedoch die Vor- und Nachteile genau zu beachten und die vorhandenen Erfahrungen zu nutzen. Weitere Einzelheiten zum Basisverfahren s. Anhang Kap. III.

Vorteile statischer Mieten gegenüber dynamischen Verfahren zeigen sich hinsichtlich der Milieubedingungen (Struktur, Belüftung, Wassergehalt, etc.) sowie ökonomischer Parameter. Durch den Verzicht auf Umsetzungsvorgänge werden während der Abbauvorgänge keine gasförmigen Emissionen ungefiltert freigesetzt und die Myzelien der Aktinomyzeten und Pilze bleiben ungestört erhalten. Sie ermöglichen den biologisch notwendigen Stoffaustausch auf dem Wasserpfad auch ohne perkolierendes Sickerwasser bei Wassergehalten von ca. 30 % des Abfalls. Zum Gasaustausch kann ein gleichmäßiger Naturzug von der Basis zur Deckschicht hergestellt werden, wenn sichergestellt ist, dass in der gesamten Basis ca. 20 % Sauerstoff angeboten werden und die kältere Zuluft die wärmeren Gase (bis zu 80 °C) von unten nach oben aus dem Abfall drückt. Die zuströmende Kaltluft nimmt mit zunehmender Erwärmung Wasser bis zur Sättigung auf und entzieht dem Abfall die dazu notwendige Verdunstungsenergie. Unterhalb und in der Deckschicht kühlen sich die Gase ab, so dass die Kondensationsenergie freigesetzt und an die Luft abgegeben wird. Das Kondenswasser fließt in die Miete zurück und erzeugt einen mieteninternen Sickerwasserkreislauf. Während dieser Durchströmung wird durch Diffusion der Sauerstoff von den Mikroorganismen gegen Kohlendioxid ausgetauscht. Das System regelt sich selbst, solange Wasserhaushalt, Sauerstoffversorgung und Energiehaushalt hinreichend genau und mit erforderlichen Reserven für Material- und Wetterschwankungen auf einander abgestimmt sind. Die angebliche „Selbststerilisation“ durch zu hohe Betriebstemperaturen tritt nicht auf. Diese Abstimmung muss experimentell vor Ort durchgeführt werden. Der Nachteil der statischen Tafelmiete besteht darin, dass diese Abstimmung ein fachlich sehr gut geschultes und vor allem zuverlässiges Personal erfordert, weil Betriebsfehler nachträglich nicht durch „Umsetzen“ korrigiert werden können.

Die eingangs zitierten Erfolge auf der Deponie Meisenheim wurden mit dem in Abb. 5.1 dargestellten Mietentyp erzielt. Zur Belüftung werden in die Zuluftzone - hier Einwegpaletten - Dränrohre quer zur Miete eingezogen, die in der Mitte des Mietenkörpers durch den Abfall lotrecht bis zur Außenluft geführt werden. Durch die Erwärmung der Luft im Rohr verdrängt die äußere

Kaltluft nach dem Prinzip des Kaminzuges die erwärmte Luft im Rohr. Da im großen Rohrquerschnitt die Luft wesentlich schneller strömt als sie aus den Dränschlitzten in die Fläche austreten kann, wird auch das Zentrum der Miete ausreichend mit Sauerstoff versorgt. Somit wird die Miete einerseits mit dem für den mikrobiellen Abbau erforderlichen Sauerstoff versorgt, andererseits erfolgt ein Austrag der Reaktionsendprodukte Kohlendioxid, Wasser und Wärmeenergie aus dem System. Die Dimensionierung und Anordnung des Belüftungssystems wird durch die zu behandelte Abfallmasse und deren Zusammensetzung bestimmt.

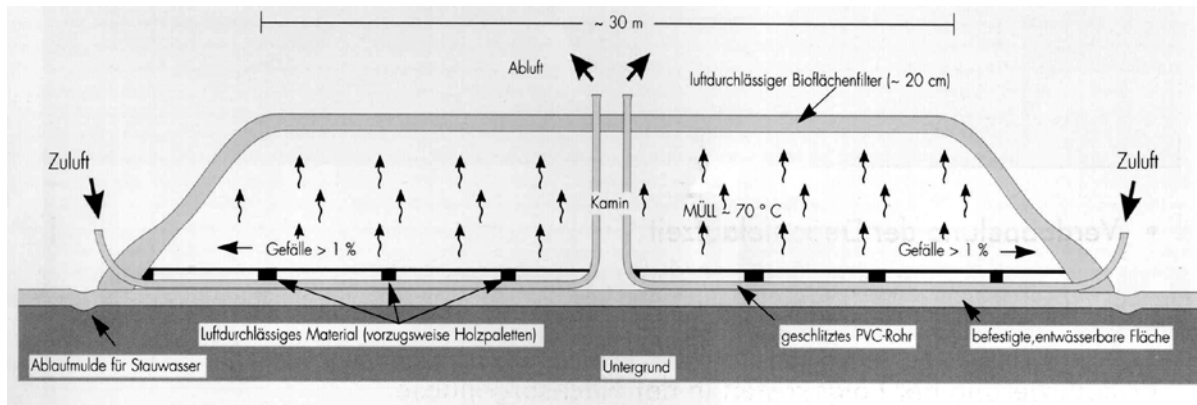


Abbildung 5.1: Prinzipschema einer Kaminzugmiete nach Spillmann/Collins [1981], angewendet von Maak (2001, 2002) auf der Deponie in Meisenheim, Landkreis Bd. Kreuznach

Das „Kaminzugverfahren“ nach Abb. 5.1 wurde bereits 1976 auf der Deponie Schwäbisch Hall entwickelt (Spillmann, Collins 1981) und im Auftrag des Umweltbundesamtes vom Institut für Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart in einem interdisziplinären Forschungsprogramm geprüft (Jourdan et al. 1982, Jourdan 1983). Die Optimierung war auch langjähriger Forschungsschwerpunkt des Fachgebietes Abfallwirtschaft an der Universität Rostock. Die durchgeführten Untersuchungen und Analysen hatten eine Vielzahl von Modifikationen am originalen Verfahren zur Folge. Internationale Pilotprojekte fanden in Kuba und Griechenland statt. Durch die Firma Wilhelm Faber GmbH wurden mehrere Pilotprojekte bezüglich Eignung und Anpassung des FABER AMBRA® - (Kaminzug-) Verfahrens an die Gegebenheiten in Entwicklungs- und Schwellenländern, wie z. B. in Thailand (Phitsanulok 15.000 Mg/a), Brasilien (Blumenau und Sao Sebastiao je 30.000 Mg/a) sowie in Mexiko durchgeführt [Maak 2004]. An allen Standorten stellte das Verfahren, nach entsprechender Adaptationsphase, einen ökonomisch und ökologisch nachhaltigen Lösungsweg für die Abfallbehandlung dar. Bedingt durch gesellschaftspolitische Probleme und nicht infolge verfahrenstechnischer Mängel erwies sich in einigen der o. g. Ländern die Übernahme in den Praxisbetrieb als nicht realisierbar (vgl. Kapitel IV. im Anhang).

5.2 Konzeption der Anpassung an die Bedingungen der Stadt Teheran

Der entscheidende Unterschied zwischen den Bedingungen in Deutschland und denen in Teheran besteht darin, dass in Deutschland auf einer basisgedichteten Deponie gearbeitet wird. Ein möglicher Wasserüberschuss des frisch aufgesetzten Haufwerks fließt ab, durch Beregnung mit gereinigtem Sickerwasser wird die optimale Wasserversorgung auch im Sommer gewährleistet (Deponie Meisenheim, Maak 2001, 2002). In Teheran muss der Wasserhaushalt allein mietenintern gewährleistet werden, ohne dass Sickerwasser auf die ungedichtete Basis fließt. Diese Aufgabe wurde bisher noch nicht mit einer statischen Miete gelöst. Außerdem mussten zusätzliche, von iranischer Seite geforderte Gesichtspunkte, in das Forschungsvorhaben aufgenommen werden.

Kaltluft nach dem Prinzip des Kaminzuges die erwärmte Luft im Rohr. Da im großen Rohrquerschnitt die Luft wesentlich schneller strömt als sie aus den Dränschlitzen in die Fläche austreten kann, wird auch das Zentrum der Miete ausreichend mit Sauerstoff versorgt. Somit wird die Miete einerseits mit dem für den mikrobiellen Abbau erforderlichen Sauerstoff versorgt, andererseits erfolgt ein Austrag der Reaktionsendprodukte Kohlendioxid, Wasser und Wärmeenergie aus dem System. Die Dimensionierung und Anordnung des Belüftungssystems wird durch die zu behandelte Abfallmasse und deren Zusammensetzung bestimmt.

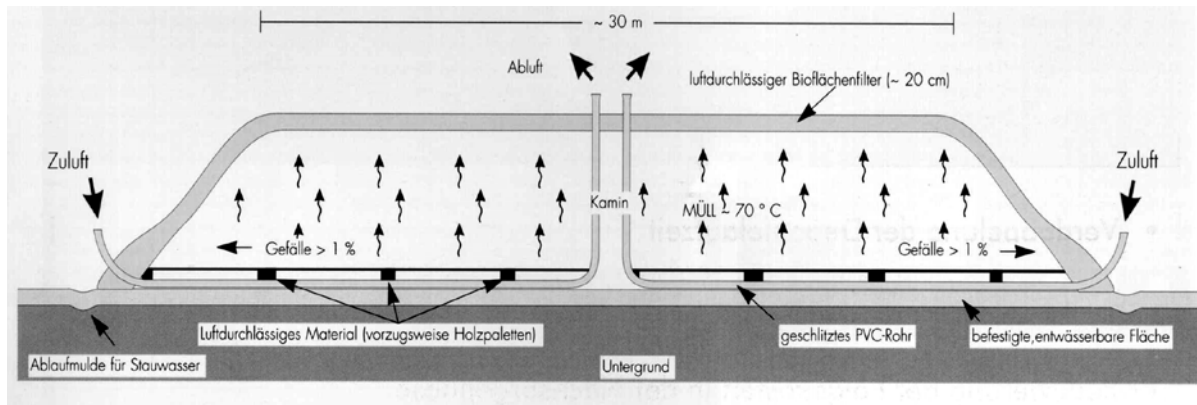


Abbildung 5.1: Prinzipschema einer Kaminzugmiete nach Spillmann/Collins [1981], angewendet von Maak (2001, 2002) auf der Deponie in Meisenheim, Landkreis Bd. Kreuznach

Das „Kaminzugverfahren“ nach Abb. 5.1 wurde bereits 1976 auf der Deponie Schwäbisch Hall entwickelt (Spillmann, Collins 1981) und im Auftrag des Umweltbundesamtes vom Institut für Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart in einem interdisziplinären Forschungsprogramm geprüft (Jourdan et al. 1982, Jourdan 1983). Die Optimierung war auch langjähriger Forschungsschwerpunkt des Fachgebietes Abfallwirtschaft an der Universität Rostock. Die durchgeführten Untersuchungen und Analysen hatten eine Vielzahl von Modifikationen am originalen Verfahren zur Folge. Internationale Pilotprojekte fanden in Kuba und Griechenland statt. Durch die Firma Wilhelm Faber GmbH wurden mehrere Pilotprojekte bezüglich Eignung und Anpassung des FABER AMBRA® - (Kaminzug-) Verfahrens an die Gegebenheiten in Entwicklungs- und Schwellenländern, wie z. B. in Thailand (Phitsanulok 15.000 Mg/a), Brasilien (Blumenau und Sao Sebastiao je 30.000 Mg/a) sowie in Mexiko durchgeführt [Maak 2004]. An allen Standorten stellte das Verfahren, nach entsprechender Adaptationsphase, einen ökonomisch und ökologisch nachhaltigen Lösungsweg für die Abfallbehandlung dar. Bedingt durch gesellschaftspolitische Probleme und nicht infolge verfahrenstechnischer Mängel erwies sich in einigen der o. g. Ländern die Übernahme in den Praxisbetrieb als nicht realisierbar (vgl. Kapitel IV. im Anhang).

5.2 Konzeption der Anpassung an die Bedingungen der Stadt Teheran

Der entscheidende Unterschied zwischen den Bedingungen in Deutschland und denen in Teheran besteht darin, dass in Deutschland auf einer basisgedichteten Deponie gearbeitet wird. Ein möglicher Wasserüberschuss des frisch aufgesetzten Haufwerks fließt ab, durch Beregnung mit gereinigtem Sickerwasser wird die optimale Wasserversorgung auch im Sommer gewährleistet (Deponie Meisenheim, Maak 2001, 2002). In Teheran muss der Wasserhaushalt allein mietenintern gewährleistet werden, ohne dass Sickerwasser auf die ungedichtete Basis fließt. Diese Aufgabe wurde bisher noch nicht mit einer statischen Miete gelöst. Außerdem mussten zusätzliche, von iranischer Seite geforderte Gesichtspunkte, in das Forschungsvorhaben aufgenommen werden.

Das betraf Maßnahmen, welche inhaltlich und organisatorisch zu konzipieren sowie umzusetzen waren, um folgenden Problemen entgegenzuwirken:

- Permanente Wasserknappheit (Verbot zusätzlicher Beregnung),
- Hohe Populationen an Vektoren (Vertebraten sowie Insekten),
- Austrag von starken Geruchsemissionen und
- Nutzung von ehemaligen Deponieflächen (Senkung des Flächenverbrauchs).

Zum Zeitpunkt der Abfallanlieferung ist der größte Teil der Feuchtigkeit in der organischen Substanz enthalten und in Zellen gebunden. Vom aeroben biologischen Abbau wird vor allem die Zellsubstanz erfasst, die fein verteilte Zellulose abgebaut und das darin enthaltene Wasser freigesetzt. Die Leitbündel werden durch den Abbau der Bindemittel bzw. des Grundgewebes aus dem Verband gelöst und die Festigkeit geht verloren. Sie bleiben aber umso besser erhalten, je mehr sie verholzt sind und bieten gute Voraussetzungen zu einer Fortleitung des Wassers [Spillmann 1989]. Somit ist die Beherrschung der anfänglichen Spitze an freiwerdendem Wasser, dessen Speicherung und die spätere Verfügbarkeit für den aeroben Biodegradationsprozess der Kernpunkt der Untersuchungen. Der tiefgründig bindige, aber rissige Untergrund kann die Kontamination der als Trinkwasser genutzten Grundwasservorräte verzögern aber nicht verhindern und eine Kombinationsabdichtung ist ökonomisch nicht durchsetzbar. Das Behandlungsverfahren muss deshalb in der Lage sein, das überschüssige Zellwasser für den biologischen Abbau in interner Zirkulation des Materials zu halten und die Verdunstung trotz über 50 °C maximaler Außentemperatur soweit zu verringern, dass eine hinreichende Feuchtigkeit bis zum Prozessende verfügbar ist. Für diese spezifischen Teheraner Ausgangsparameter ist der bisherige Mietenaufbau des Kaminzugverfahrens nach Abb. 5.1 nicht geeignet. Das zu Beginn der Abbauvorgänge freigesetzte Zellwasser würde nach der herkömmlichen Technologie als Sickerwasser abfließen, das aus der Miete verdunstende Wasser müsste durch Beregnung ergänzt werden. Beides ist in Teheran nicht möglich. Dazu kommt, dass sich die Innen- und Außentemperaturen tagsüber zeitweilig annähern und damit die Temperaturdifferenz als energetische Grundlage für den Naturzug („Kaminwirkung“) fehlt.

Ein weiterer wichtiger Aspekt beim Errichten von Mieten, so auch auf der Deponie Teheran, ist das Freihalten der Rotte von Vektoren. Diesbezüglich lagen fundierte Erfahrungen aus dem Landkreis Schwäbisch Hall vor, die übertragbar sind. Auf der Deponie in Teheran treten vor allem massenhaft Fliegen sowie Hunde als Vektoren auf. Bei der Erfolgssprüfung ist zwischen der deponietechnischen Außenwirkung und der hygienischen Anforderungen im Falle der Verwertung zu unterscheiden. Die Hygiene im Umfeld der Mieten ist auch dann hinreichend sichergestellt, wenn die Temperaturen in der Miete, z. B. durch eine zu hohe Dämmwirkung der Abdeckschicht, nicht in allen Bereichen über 55 °C liegen und dadurch eine Abtötung der pathogenen Keime nicht garantiert wäre. Der unter diesen Umständen produzierte Kompost dürfte jedoch nicht verkauft werden.

Die im regulären Betrieb sowohl in Deutschland als auch im Ausland gemessenen Temperaturen belegen, dass die Voraussetzungen für die Abtötung pathogener Keime, auch der Sporenbildner, erfüllt wurden. Die Temperaturen steigen in der oberen Zone, einschließlich Deckschicht, erst nach ca. 14 Tagen bis 70 °C an. Dadurch keimen die Sporen der pathogenen Keime (Lebensbereich ca. 30 °C bis 40 °C) aus und werden dann in der vitalen Phase im Temperaturbereich > 60 °C abgetötet. In der wasserübersättigten unteren Zone steigt die Temperatur wesentlich langsamer als in der oberen Schicht. Sie erreicht mit zunehmender Trocknung dieselben Werte wie in der oberen Zone. Somit wurden im unteren Bereich ebenfalls Voraussetzungen erreicht, um die pathogenen Keime und Vektoren abzutöten.

Das Abdecken der Mietenoberfläche mit Feinmaterial beeinflusst wesentlich das vertikale Strömungsverhalten im Inneren. Eine dünne Abdeckung führt zu einer sehr geringen horizontalen Ausbreitung der Luft. Dagegen fördert eine dicke Schicht durch ihren hohen Durchdringungswiderstand (hoher k_f -Wert) eine gute horizontale Durchlüftung der Abfallschicht in der Miete, kann aber die Konvektion bis zum Stillstand hemmen (Erfahrungen auf der Deponie „Krähe“, Landkreis Nienburg). Ist die Abdeckung ungenügend oder schlecht ausgeführt, so hat dies eine Auskühlung und Austrocknung zur Folge. Begründet ist dieser Vorgang durch Windangriff, gekoppelt mit der entstehenden Verdunstungskälte. Die Wärmeabgabe aus der Miete wird maßgebend durch die Lagerungsdichte des Abfalls, der Durchströmung in Verbindung mit der Verdampfung und der Kondensation des Wassers und der Temperaturdifferenz von innen nach außen bestimmt. Eine Optimierung des Milieus für den Rotteprozess kann von außen über den Sauerstoffeintrag gesteuert werden. Dies ist in Teheran bei einem Siebschnitt < 50 mm oder < 70 mm und dem fehlenden Strukturmaterial im Abfallgemisch dringend erforderlich.

Zur Anpassung an die Bedingungen in Teheran wurde vom Verfasser folgender Ansatz gewählt:

- Anstelle der Lüftungszone (Paletten in Abb. 5.1) wird eine Schicht aus trockenen Siebresten des gerotteten Abfalls in dem Umfang eingebaut, wie er zur Speicherung des hoch belasteten Sickerwassers der Anfangsphase erforderlich ist (Abb. 5.2.). Der darüber liegende frische Abfall wird über diese Schicht belüftet. Für die organische Belastung des gespeicherten Sickerwassers wirken Siebreste und deren Belüftung als Tropfkörper. Das Wasser wird von der trockenen Zuluft (Wüstenbedingung) aufgenommen und entweder über den Kamin abgeführt oder in den Deponiekörper transportiert.
- Zur Belüftung der Basis wird zunächst vom erprobten „Kaminzug“ (Abb. 5.1) ausgegangen (Prinzipsskizze der Basisanordnung Abb. 5.3) und dann mit der Querlüftung der Belüftungszone (Prinzipsskizze Abb. 5.4) verglichen. Die Querlüftung lässt nach Ansicht des Verfassers eine gleichmäßigere Sauerstoffversorgung der Basis und vor allem eine intensivere Tropfkörperwirkung erwarten, erhöht aber auch erheblich die Verdunstung des gespeicherten Sickerwassers.

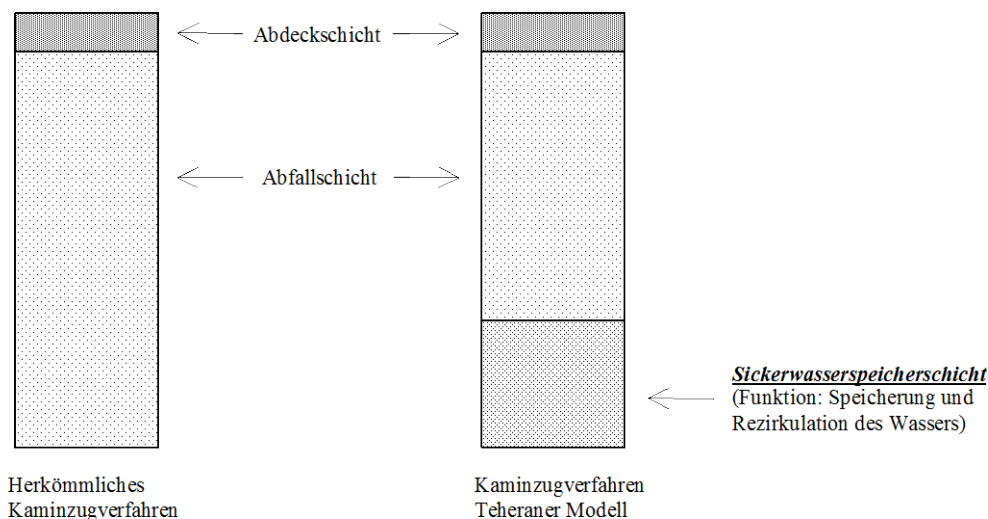


Abbildung 5.2: Schematischer Querschnitt durch die Rottemieten

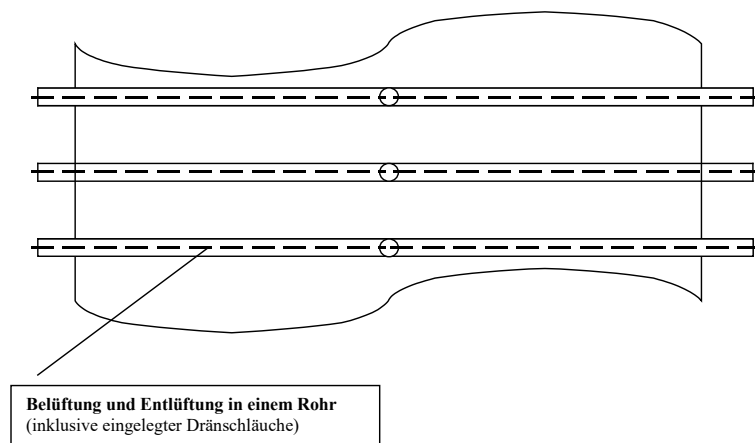


Abbildung 5.3: Schema des Belüftungssystems beim Schwäbisch Haller Modell

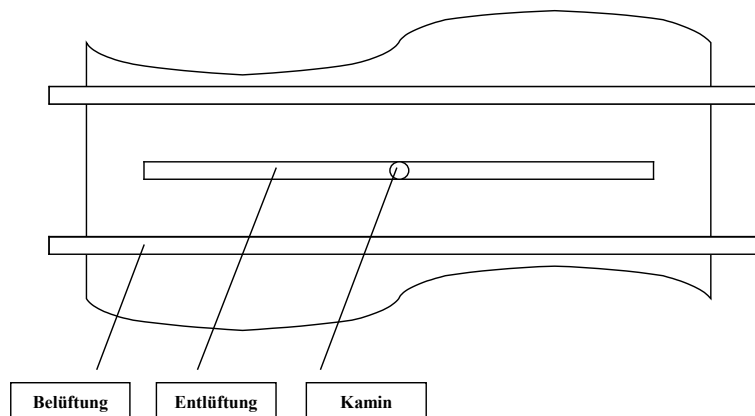


Abbildung 5.4: Schema des Belüftungssystems beim Teheraner Modell

5.3 Rechnerische Abschätzung des vom Verfasser gewählten Mietenaufbaues (Beschreibung des Verfahrens s. Kap. 5.4.3)

Gegen das vom Verfasser gewählte Betriebssystem gab es im Vorfeld folgende Einwände:

- Nach den Erfahrungen in Deutschland (z.B. Deponie Schwäbisch Hall), trocknen selbst unter humiden Bedingungen im Sommer tropfnass aufgesetzte Mieten aus, bevor der Abfall hinreichend stabilisiert ist.
- Im Abfall ist der kapillare Wasseraufstieg gleich Null (Mulchwirkung).
- Der Diffusionsstrom des Wasserdampfs ist aus der warmen Miete heraus auf die kälteren Zonen der Basis bzw. auf die Oberfläche gerichtet.
- Die Wasseraufnahme der trockenen Luft bei ca. 40 °C Basistemperatur ist als Nachlieferung in die Miete zu gering.

Nach den Einwänden zu urteilen, konnte das vom Verfasser gewählte Prinzip nicht erfolgreich sein. Aus diesem Grunde wurden zunächst Feststoff-, Wasser-, Sauerstoff- und Wärmehaushalt für die ungünstigsten Annahmen in einer Übersichtsrechnung überprüft, um festzustellen, ob grundsätzliche Probleme der Lösung widersprechen und in welchem Zusammenhang voraus-

sichtliche Schwierigkeiten auftreten werden (Berechnung nach Spillmann 1988, 1989, 1998). Weitere Erläuterungen des thermodynamischen Prinzips siehe Spillmann, P. und Struve, M. (2015).

Ausgangsdaten:

Abfallzusammensetzung s. Abb. 3.4

Abbau der organischen Substanz und des Papiers: ca. 50 Gew% TS (z.B. Spillmann 1989, 2009)

Wasserspeicherung im Fasermaterial der Organik oder im Papier:

$$50 \text{ Gew\% FS} = 1 \text{ Mg Wasser} / 1 \text{ Mg TS (Grewe 1987)}$$

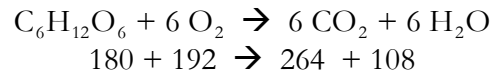
Wassergehalt der frisch angelieferten Organik (Gemüse- und Obstabfälle):

$$\text{ca. } 75 \text{ Gew\% FS} = 3 \text{ Mg Wasser} / 1 \text{ Mg TS (eigene Schätzung)}$$

Wassergehalt des angelieferten Papiers:

$$\text{ca. } 10 \text{ Gew\% FS} = 0,1 \text{ Mg Wasser} / 1 \text{ Mg TS (eigene Schätzung)}$$

Wasserproduktion und Sauerstoffbedarf durch aeroben Abbau der organischen Festsubstanz:



Wasserneubildung: $W_{\text{neu}} = 108/180 = 0,60 \text{ Mg Wasser} / 1 \text{ Mg TS}_{\text{Abbau}}$

Sauerstoffbedarf je 1 Mg TS_{Abbau}: Bedarf O₂ = $192/180 = 1,07 \text{ O}_2 = \text{ca. } 1,1 \text{ Mg O}_2 / 1 \text{ Mg TS}_{\text{Abbau}}$

Wasserverdunstung: ca. 2.500 MJ / 1 Mg Wasser bei 0° C

Wasserverdunstung: ca. 2.263 MJ / 1 Mg Wasser bei 100 °C

Wärmefreisetzung durch aeroben Abbau: 14.600 MJ / 1 Mg Stärke

Abschätzungen zum gewählten Verfahren:

- a) Abschätzung der Wasserfreisetzung je 1 Mg feuchtem Abfall (FS) unmittelbar nach der Anlieferung:

FS Organik 0,69 = ca. 0,7 Mg FS enthält 0,175 Mg TS + 0,525 Mg Wasser, speichert 0,175 Mg Wasser

FS Papier 0,10 = ca. 0,1 Mg FS enthält 0,090 Mg TS + 0,010 Mg Wasser, speichert 0,090 Mg Wasser

Wasserfreisetzung je 1 Mg Anfuhr:

$$W_{\text{Anlieferung}} = (0,525 - 0,175) - (0,09 - 0,01) = 0,27 \text{ Mg Wasser} / 1 \text{ Mg FS}_{\text{Anfuhr}}$$

- b) Erforderlicher Basisspeicher je 1 Mg Anfuhr:

ca. 0,3 Mg TS, wenn 1 Mg TS 1 Mg Wasser speichern kann.

- c) Wasserfreisetzungen aus gespeichertem Anteil und aerobem Abbauvorgang durch Abbau der organischen Komponenten:

Abbau Speicher Organik:

$$50\% \text{ von } 0,175 \text{ Mg TS, } W_{\text{Speicherabbau Org}} = 0,5 \times 0,175 \times 1,0 = \text{ca. } 0,09 \text{ Mg Wasser} / 1 \text{ Mg FS}_{\text{Anfuhr}}$$

Abbau Speicher Papier:

$$50\% \text{ von } 0,09 \text{ Mg TS, } W_{\text{Speicherabbau Pap}} = 0,5 \times 0,09 \times 1,0 = \text{ca. } 0,05 \text{ Mg Wasser} / 1 \text{ Mg FS}_{\text{Anfuhr}}$$

Summe Wasserfreisetzung aus Speicherabbau der organischen Abfälle:

$$W_{\text{Speicherabbau}} = 0,09 + 0,05 = 0,14 \text{ Mg} / 1 \text{ Mg FS}_{\text{Anfuhr}}$$

d) Wasserproduktion durch aeroben Abbau:

$$\text{Abbau Organik: } 50\% \text{ von } 0,175 \text{ Mg, } W_{\text{neu Org}} = 0,5 \times 0,175 \times 0,6 = 0,05 \text{ Mg Wasser}$$

$$\text{Abbau Papier: } 50\% \text{ von } 0,09 \text{ Mg, } W_{\text{neu Pap}} = 0,5 \times 0,09 \times 0,6 = 0,03 \text{ Mg Wasser}$$

Summe Wasserproduktion durch aeroben Abbau der organ. Anteile:

$$W_{\text{neu Rotte}} = W_{\text{neu Org}} + W_{\text{neu Pap}} = 0,05 + 0,03 = 0,08 \text{ Mg Wasser} / 1 \text{ Mg FS}_{\text{Anfuhr}}$$

e) Summe der Wasserfreisetzung während des Rottevorgangs:

$$\text{aus abgebautem Speicher: } W_{\text{Speicherabbau}} = 0,14 \text{ Mg} / 1 \text{ Mg FS}_{\text{Anfuhr}}$$

$$\text{aus aerobem Abbau: } W_{\text{neu Rotte}} = 0,08 \text{ Mg} / 1 \text{ Mg FS}_{\text{Anfuhr}}$$

$$\text{Summe Wasserfreisetzung: } W_{\text{Rottevorgang}} = 0,22 \text{ Mg Wasser} / 1 \text{ Mg FS}_{\text{Anfuhr}}$$

Werden (nach deutscher Erfahrung) 1 Mg FS_{Anfuhr} je 1 m² Mietengrundfläche abgelagert, entspricht die Summe aller Wasserfreisetzung

$$W_{\text{ges}} = W_{\text{Anlieferung}} + W_{\text{Rottevorgang}} = 0,27 + 0,22 = 0,49 \text{ Mg/m}^2$$

Das entspricht einem abflusswirksamen Niederschlagsanteil von ca. 500 mm, von denen 300 mm sofort gespeichert und von der Zuluft wieder in den Mietenkörper transportiert werden müssen. Weitere 200 mm fließen während der Rotte ab und gleichen Verdunstungsverluste aus.

Nach bisheriger Erfahrung werden sowohl in der Basis als auch in der filternden Deckschicht Temperaturen von ca. 40 °C erreicht, wenn im Falle einer erfolgreichen Rotte innerhalb der Miete mehr als 60 °C herrschen. Unter diesen Bedingungen sättigt sich die trockene Wüstenluft in der Basis bei 40 °C mit Wasser. Das in der Miete bei höheren Temperaturen aufgenommene Wasser kondensiert in der Deckschicht, weil die Luft auch unter Wüstenbedingungen wieder auf 40 °C abgekühlt wird. Es fließt als Kreislaufwasser in die Miete zurück und sichert die zum biologischen Abbau notwendige Perkolation des Wassers. Die Wasserverluste entstehen durch die Sättigung der trockenen Wüstenluft bei ca. 40 °C. Der Rottevorgang muss deshalb erfolgreich abgeschlossen sein, bevor der in der Basis gespeicherte Wasservorrat und das durch die Rotte freigesetzte Wasser verdunstet sind. Aus dem Sauerstoffbedarf der Rotte und der damit verbundene Luftzirkulation kann die mit der Rotte verbundene Verdunstung abgeschätzt und mit dem verfügbaren Wasservorrat verglichen werden.

Zusammenhang zwischen Sauerstoffbedarf und Verdunstung

Durch die Miete muss mindestens so viel Luft strömen, wie Sauerstoff zum Abbau von ca. 50 % TS_{Org} erforderlich ist:

Abgebaut werden 0,14 Mg TS / 1 Mg FS_{Anfuhr},

benötigt werden dazu $0,14 \times 1,1 \text{ Mg O}_2 = 0,15 \text{ Mg O}_2 / 1 \text{ Mg FS}_{\text{Anfuhr}}$

Die Masse der trockenen Luft beträgt auf NN und 0°C 1,3 kg/m³ und enthält 0,30 kg/m³ Sauerstoff und 0,99 kg/m³ Stickstoff.

Da die Miete zur Versorgungssicherheit im Durchschnitt mit etwa 50 % Sauerstoffüberschuss betrieben werden soll, werden für den Abbau $2 \times 0,15 = 0,30 \text{ Mg O}_2 / 1 \text{ Mg FS}_{\text{Anfuhr}}$ benötigt. Das entspricht einem Luftbedarf von $1,3 \text{ Mg} = 1000 \text{ m}^3 / 1 \text{ Mg FS}_{\text{Anfuhr}}$

1 m^3 Luft nimmt bei 40°C Basistemperatur maximal $51 \text{ g Wasser} / \text{m}^3$ auf. Sie enthält bereits ca. 5 g im Zustrom (Wüste), nimmt also maximal 46 g Wasser aus der Speicherschicht auf. Je $1 \text{ Mg FS}_{\text{Anfuhr}}$ werden deshalb $1000 \text{ m}^3 \times 46 \text{ g/m}^3 = 46 \text{ kg} = 0,046 = \text{ca. } 0,05 \text{ Mg Wasser}$ aus dem Speicher in die Miete transportiert und über die Deckschicht bei ca. 40°C auch abgeführt. Das 10-fache ist zur Verdunstung aus insgesamt $W_{\text{ges}} = 0,5 \text{ Mg Wasser} / 1 \text{ Mg FS}_{\text{Anfuhr}}$ verfügbar.

Der Verdunstungsverlust aus der Sauerstoffversorgung des Rottevorgangs beträgt nur ca. $0,05 \text{ Mg Wasser} / 1 \text{ Mg FS}_{\text{Anfuhr}}$, kann also problemlos aus dem Speicher gedeckt werden. Die Verdunstungsverluste durch eine Querlüftung der Basis (vgl. Abb 6.3) müssen experimentell ermittelt werden. In diesem vom Verfasser neu eingeführten System übernimmt die Basis die Funktion eines Tropfkörpers zur Reinigung der extrem hoch belasteten Sickerwässer. Aus dem Vergleich mit den aus Deutschland bekannten Abflüssen aus einer Rottedeponie ist zu erwarten, dass der Wasservorrat dazu ausreicht.

Prüfung des Wärmehaushalts:

Durch den aeroben Abbau werden $0,14 \text{ Mg TS}_{\text{Abbau}} \times 14000 \text{ MJ/Mg} = 1960 \text{ MJ} / 1 \text{ Mg FS}_{\text{Anfuhr}}$ freigesetzt. Zur Verdunstung von mindestens $0,49 \text{ Mg Wasser} / 1 \text{ Mg FS}_{\text{Anfuhr}}$ werden aus dem Rottevorgang $0,49 \text{ Mg} \times 2.300 \text{ MJ/Mg} = 1.127 \text{ MJ} / 1 \text{ Mg FS}_{\text{Anfuhr}}$ innerhalb des Systems benötigt (für 60°C). Der Wasserabfluss z. Z. der Anlieferung (300 mm) und die Neubildung können durch die Wärmeproduktion verdunstet werden.

Es wird schwierig sein, in der unteren Mietenschicht die zur Hygienisierung erforderliche Temperatur zu erreichen und vor allem die zur Konvektion notwendige Druckdifferenz allein aus der Temperaturdifferenz zwischen Miete und Außenluft aufzubauen. Gegebenenfalls müssen zumindest für die Startphase einfache technische Hilfsmittel eingesetzt werden.

5.4 Mietendimensionierung aufgrund rechnerischer Abschätzungen

5.4.1 Hauptabmessungen

Grundlagen für die gewählten Abmessungen waren die Betriebserfahrungen von Haschemi [1998] und Maak [Faber Ambra 2000]. Maßgebend sind die Abfallmassen je Schicht, nach bisheriger Erfahrung ca. 1 Mg/m^2 grob zerkleinerter Frischmüll. Die zugehörige Schichthöhe ergibt sich aus der Dichte des Materials. Da die Schüttdichte des Abfalls für die Zusammensetzung in Teheran nicht bekannt war, musste sie aus den Erfahrungen (s.o.) geschätzt werden: $0,7 \text{ Mg/m}^3$ (sehr hoher Wassergehalt). Der aufbereitete Frischmüll ist nach erster Schätzung auf ca. $1,4 \text{ m}$ aufzusetzen. Für die Speicherung des sofort abfließenden Sickerwassers von $0,3 \text{ Mg Wasser/m}^2$ sind mindestens $0,3 \text{ Mg/m}^2$ getrocknete Siebreste erforderlich. Deren Dichte kann für den belasteten Zustand unter dem Frischmüll mit $0,5 \text{ Mg/m}^3$ angesetzt werden (Spillmann 1989) und ergibt eine Schichthöhe von ca. $0,6 \text{ m}$. Die Abdeckung wird aus gesiebtem, aber möglichst gut durchlässigem Kompost lückenlos hergestellt. Mit Rücksicht auf die Unebenheiten des Frischmülls muss sie deshalb mindestens $0,1 \text{ m}$ betragen. Die Summe der Schichten ergibt eine Höhe von $2,0$ bis $2,2 \text{ m}$ für die ersten Versuchsmieten. Aufgrund der damit erzielten Messergebnisse werden die Schichten den Ortsbedingungen angepasst. Hinsichtlich der Breite ist durch den Einfluss der Ränder und bautechnischen Aspekte nur eine geringe Toleranz möglich (hier 20 bis

25 m). Die Länge ist > 50 m frei wählbar. Die Untersuchungsergebnisse mit den Mietenabmessungen nach Tabelle 5.1 sind daher ohne Maßstabsverzerrungen direkt auf den Praxisbetrieb übertragbar.

Tabelle 5.1: Gewählte Mietenabmessungen des ersten Entwicklungsschrittes

| | |
|------------|------------------------|
| Länge | zwischen 50 und 100 m |
| Breite | zwischen 20 und 25 m |
| Höhe | zwischen 2,0 und 2,2 m |
| Schichtung | Basis 0,60 m |
| | Frischmüll 1,40 m |
| | Filter 0,20 m |

5.4.2 Belüftungssystem

Die im täglichen Betrieb auf der Deponie Hasenbühl mit dem Schwäbisch Haller System gewonnenen Erkenntnisse (vgl. Abbildungen 5.1 u. 5.3) bildeten die Grundlage für Optimierungsmaßnahmen mit der Zielstellung der Anpassung speziell für Teheraner Verhältnisse. Durch sie sind sicherzustellen:

- Das künftige Belüftungssystem muss eine effizientere und gleichmäßigere, wenn möglich kontrollierbare Versorgung des gesamten Mietenquerschnittes mit Sauerstoff gewährleisten. Besonderes Augenmerk ist auf die Versorgung des Inneren der Miete zu legen.
- Die kostenlose passive Belüftung ist weiterhin zu nutzen und quantitativ zu erweitern. Das System muss in der Herstellung einfach sein, eine zumindest biologische Abgasreinigung ermöglichen und zu einer kürzeren Rottezeit beitragen.

Um diese Ansprüche zu erfüllen, wurde im Vergleich zur Linienbelüftung eine vollständige Neuordnung des Belüftungssystems, der Nutzung von Biofiltern sowie einer Änderung des Aufbaus der Tafelmieten realisiert, siehe Abbildung 5.4. Die Umsetzung bedingte folgende Maßnahmen [Breuer 2000]:

- Trennen der Be- und Entlüftung durch alternierende Rohranordnung,
- Verstärken des Kamineffektes u. a. durch Verlängerung,
- Verlegen zusätzlicher Belüftungsrohre und
- Aktiver Lufteintrag durch technische Hilfsmittel wie Ventilatoren und Kompressoren.

Für die Belüftung kommen zwei Arten zum Einsatz, die natürliche und die technische. Erstgenannte beruht auf dem physikalischen Gesetz der Luftbewegung: warme Luft steigt auf weil sie von der kalten Luft verdrängt wird. Bei der technischen Belüftung werden Ventilatoren oder Kompressoren genutzt, um Luftströme bzw. Gasentwicklungen in bestimmte Richtungen zu drücken oder zu saugen. Sie können zur Entlüftung, Belüftung und Überdruckbelüftung genutzt werden und haben folgende Vorteile:

- größerer Durchsatz an Luftvolumina,
- gezielte Luftführung in geschlossenen Systemen,
- witterungsunabhängig und
- arbeitet zuverlässig sowie nachweisbar.

Als Nachteile müssen ein erhöhter Arbeits- und Kostenaufwand genannt werden. Im Rahmen der Untersuchungen wurde mit den genannten drei Belüftungsformen gearbeitet, um deren Vor- und Nachteile im Zusammenhang mit einer Optimierung des Rotteverlaufes zu testen.

5.4.3 Gas- und Wasserhaushalt

Die luftdurchlässige Basis der Tafelmiete wird aus dem trockenen Siebüberlauf ($> 30\text{ mm}$) des biologisch stabilisierten Abfalls in einer solchen Mächtigkeit aufgebaut, dass sie das Zellwasser der Startphase speichern kann, im 1. Schritt ca. 60 cm . Sie ist abhängig von der aufliegenden Müllschichthöhe und der Materialbeschaffenheit. In diese Schicht werden gelochte Kunststoffrohre im Wechsel als Zu- und Abluftkanäle im Abstand von $2,5$ bis $3,5\text{ m}$ verlegt. Die Zuluft strömt an der Basis ein und teilt sich durch den Druckgradienten in zwei Richtungen auf. Der erste Teilstrom, Abbildung 5.5, durchströmt sohlparallel die Speicherschicht, tritt dann in den Abluftkanal ein und verlässt die Miete durch den Kamin. Der zweite Teilstrom, Abbildung 5.6, steigt aus der Basis auf, versorgt den Frischmüll mit Sauerstoff und verlässt einschließlich Reaktionsgasen - in der Deckschicht biologisch gefiltert - den Abfall über die Mietenoberfläche. In dieser Anordnung hat jedes Gasvolumen des ersten Teilstromes denselben Strömungswiderstand zu überwinden, weil die Summen der durchströmten Strecken sowohl in den Rohrabschnitten als auch in der Basis gleich sind. Bei hinreichend sorgfältiger Ausführung ergibt diese Anordnung eine ideale gleichmäßige Luftzufuhr für den Frischmüll. Durch die voneinander getrennten Be- und Entlüftungsrohre besteht gegenüber dem originalen System eine Reserve bei Ausfall eines Kamins bzw. eines kompletten Entlüftungsstranges. Die Luftversorgung ist in diesem Falle trotzdem gewährleistet, wenn auch in abgeschwächter Form [Spillmann 2002].

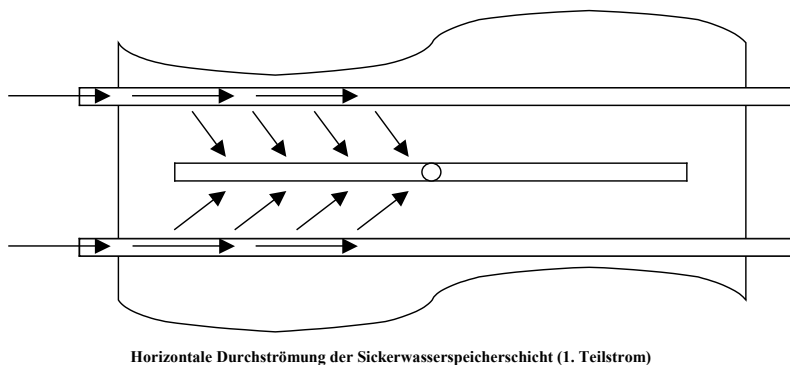


Abbildung 5.5: Horizontale Gasströmung beim Teheraner Modell

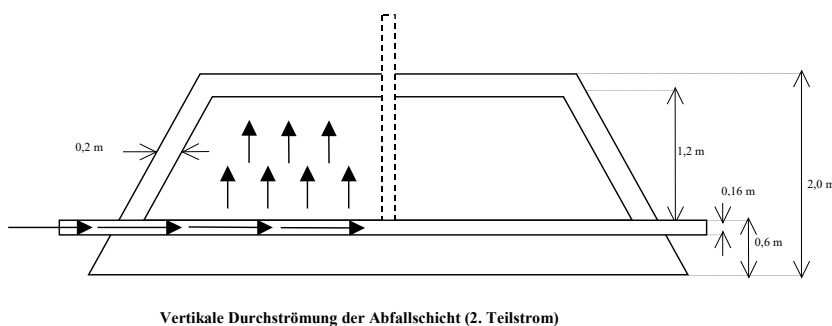


Abbildung 5.6: Vertikale Gasströmung beim Teheraner Modell

Der erste Teilstrom tritt ungesättigt mit einer Temperatur von 25°C bis 35°C in die biologisch stabile Speicherschicht ein, erwärmt sich dort auf ca. 50°C bis 60°C , nimmt bis zur Wassersättigung Feuchtigkeit aus der Speicherschicht auf und transportiert diese Wassermenge über den Kamin ab. Der zweite Teilstrom wird im frischen Abfall weiter bis auf ca. 70°C aufgeheizt und nimmt proportional zum höheren Sättigungsdampfdruck Wasser aus dem Frischmüll auf. Die

hohen Rottetemperaturen müssen aus hygienischen Gründen bis in die untere Zone der Deckschicht reichen [Hashemi 2002]. In der biologisch stabilen Filterschicht sinkt die Temperatur bis zur Oberfläche wieder annähernd auf Außenlufttemperatur. Das im Frischmüll zusätzlich aufgenommene Wasser kondensiert dadurch in der Abdeckschicht und fließt als Sickerwasser abwärts durch den Frischmüll. Die Verdunstung je 1 m³ Luftdurchgang ist im ersten und zweiten Teilstrom etwa gleich. Sie entspricht dem Sättigungsdefizit der Außenluft solange der Wasservorrat der Speicherschicht zur Sättigung der Zuluft ausreicht. Im Inneren der Miete entsteht in dieser Phase ein Zirkulationsstrom aus aufsteigendem Dampf und abströmendem Sickerwasser, der den Abbau fördert. Die verdunstete Wassermenge wird dem Überschuss der Basis entzogen, nicht dem frischen Abfall. Ist dieser verdunstet, wird der erste Teilstrom nicht mehr gesättigt. Seine Verdunstungsleistung strebt allmählich gegen Null. Der zweite Teilstrom beginnt die Miete von der Basis her auszutrocknen. Der Wasserhaushalt muss deshalb so abgestimmt sein, dass zu Beginn der Mieten austrocknung die biologische Stabilisierung des Frischmülls weitestgehend abgeschlossen ist.

Der geringe Auftrieb der in der Miete enthaltenen Gase, bedingt durch die minimale Temperaturdifferenz zur Außenluft und in Verbindung mit dem hohen Widerstand des „nassen“ Materials, hemmte vor allem in der Startphase die Abbauvorgänge. Das Problem kann einerseits durch Kaminverlängerungen reduziert werden, wodurch längere Luftsäulen in den schwarzen PVC-Rohren solar erwärmt wurden. Andererseits erbringt die Einbindung eines Gebläses in den Zuluftstrom eine Verringerung des Startwiderstandes.

5.4.4 Biologischer Abbau

Grundlegende Kenntnisse der mikrobiellen Prozesse der Abbau- und Stoffwechselvorgänge sowie die Wechselwirkung von Messwerten und zeitlichen Abläufen waren aus den vorausgegangenen Versuchen und Betriebserfahrungen bekannt (Anlage Kap. III und Jourdan et al. 1982, Jourdan 1983). Sie ermöglichten eine fundierte Beurteilung des Ist-Zustandes einer Miete. Primär ist darunter die Aktivität einer Aufschüttung zu verstehen. Hierzu gehören die Feststellung des Reaktionstyps (aerob oder anaerob) sowie die zeitliche Temperaturentwicklung. Bei Kenntnis der Charakteristika anwesender mikrobieller Populationen (wie Wachstums- und Temperaturbereich sowie Generationszeit) besteht die Möglichkeit, basierend auf den ermittelten Messwerten, den Abbauprozess (z. B. durch Veränderung der Luftzufuhr und Wärmeabführung) in einem definierten Zustand zu halten oder zu steuern. Dazu sind zeitlich versetzte Wiederholungsmessungen und Trendbeobachtungen unabdingbar. Auf Grund der Komplexität wäre eine Einzelmessung, z. B. der Temperatur, wie derzeit im Iran üblich, ohne analytische Bedeutung [Hartmann 2002]. Bedingt durch die Speicherschicht an der Basis der Miete und der passiven bzw. gesteuerten aktiven Belüftung, ist das Milieu in den Rottemieten hinsichtlich des Wasser- und Sauerstoffgehaltes optimal. Der hohe Anfangswassergehalt wird einschließlich der extrem hohen Anfangsbelastungen (BSB₅, CSB und TOC) in der Speicherschicht gesammelt und bildet ein ausreichendes Depot für den aeroben Degradationsprozess.

Durch eine kontrollierte Mischung des Ausgangsmaterials kann zu Beginn des aeroben Abbauprozesses von einer gleichmäßigen Verteilung der mikrobiologischen Artenvielfalt ausgegangen werden. Im Verlauf der Biodegradation verändern sich die Parameter Temperatur, Wassergehalt, Sauerstoffkonzentration sowie die chemischen Materialeigenschaften, so dass nur noch für einzelne Spezies optimale Wachstumsvoraussetzungen bestehen. Als Abbauprodukte inhomogener mikrobieller Aktivitäten können saure Milieus entstehen, welche nachfolgende Mikroorganismen in ihrer Entwicklung hemmen können. Aus der Literatur sind z. B. die Milchsäure-, Essigsäurekonzentration als Einflussparameter auf die aerobe biologische Behandlung von Abfällen bekannt [Scholwin 2004]. Folge einer direkten Einflussnahme auf das Strömungsverhalten

- Wasser- und Gastransport in der Miete - sind das Aufsteigen von Wasserdampf und das Absinken von Kondenswasser, bis hin zur Austrocknung der Speicherschicht. Dabei kommt es zum Auswaschen der Säuren aus der Abfallschicht und der pH-Wert steigt an. Dieser Effekt verbessert den Zustand in der Miete für die Mikroorganismen wesentlich.

Aus dem Zusammenhang zwischen Temperaturverlauf und Gaszusammensetzung kann die biochemische Aktivität während des Rottevorgangs beurteilt werden. Er wird deshalb als Qualitätskriterium zur Beurteilung der Entwicklungsschritte, Kapitel 7, genutzt. Bei der Bewertung des Stabilisierungsvorgangs ist zu beachten, dass die Verzögerung der aeroben Stabilisierung in vollem Umfang nachgeholt werden kann (Spillmann 1979). Hinsichtlich der Gaszusammensetzung ist allerdings zu prüfen, ob die Verzögerung zu klimarelevanten Emissionen führt. Verzögerungen wurden in diesem Verfahren dadurch verkürzt, dass durch Einsatz technischer Hilfsmittel (z.B. wind- oder strombetriebene Ventilatoren auf den Kaminen) die Trocknung der unteren Schicht beschleunigt wurde.

5.4.5 Kontrolle der Speicherschicht

Aus dem Vergleich zwischen dem ursprünglichen Trench Dumping System, Abb. 3.5, das den Sickerwassersee aus anaeroben Betrieb, Abb. 5.7, verursachte und der Basis unter der Miete des ersten Versuchsschrittes, Abb. 7.5, wurde nachgewiesen, dass der Untergrund hinreichend undurchlässig ist, um einen Sickerwasserüberschuss als Abfluss sichtbar zu machen. Wassermangel war aufgrund der rechnerischen Abschätzung des Wasserhaushalts vor Beginn der Untersuchungen (Kap. 5.3) nicht zu erwarten. Um die Strömungsvorgänge optisch beobachten zu können, wurden Glasscheiben in eine Miete eingebaut (Abb. 7.9). Beobachtungen ergaben, dass das Sickerwasser von der Speicherschicht aufgenommen wurde und der Untergrund trocken blieb.



Abbildung 5.7: Kleiner Sickerwassersee auf der Deponie Teheran

6 Lokale Verfahrensanpassung

6.1 Vorbereitung der Versuche

6.1.1 Schaffung der administrativen Voraussetzungen

In den ersten drei Monaten des Aufenthaltes des Verfassers im Iran waren gut vorbereitete Besuche in Behörden, Ministerien und Universitäten notwendig, um das geplante Pilotprojekt vorzustellen und die Entscheidungsträger von dessen Nutzen zu überzeugen. Des Weiteren musste sich der Autor auf die nicht europäischen sondern islamischen Gegebenheiten einstellen, sich mit den Abläufen in der verantwortlichen Behörde O.W.R.C. sowie den aktuellen Entsorgungs- und Behandlungsverfahren vertraut machen, ausführlich beschrieben im Anhang, Kapitel IV. Vor Beginn der wissenschaftlich-praktischen Tätigkeiten war das Pilotprojekt theoretisch und zeitlich vorzubereiten (vgl. Anhang, Kap. IV im Anhang). Das betraf sowohl die Abstimmung der organisatorischen und finanziellen Aspekte mit den Verantwortlichen von O.W.R.C. sowie die Klärung praktischer und technischer Inhalte mit dem Deponiepersonal in Kahrizak.

Für die Untersuchungen stand eine 50 ha große Fläche auf der Deponie bereit. Auf diesem Terrain lagerten ca. 50.000 m³ Kompost und andere Abfälle. Nach deren Reinigung konnte ein Planum mit einem Gefälle bis zu 5 % angelegt werden, um den eventuellen Abfluss des Sickerwassers abzusichern. Die Dauer dieser Arbeiten betrug 3 Monate.

Anschließend erfolgte das Aufmaß der Flächen für die Mieten. Parallel dazu wurden Arbeitsgeräte und Sozialcontainer sowie ein Wassertank für die Arbeiter aufgestellt. Eine weitere vorbereitende Maßnahme war die Beschaffung von geeigneten Arbeitsmaterialien, die Auswahl der Technik und der Arbeitskräfte (Hilfsarbeiter und Ingenieure) für die Untersuchungen. Der Einkauf und die Anlieferung eines Generators, der Ventilatoren, der Kompressoren, der Dränrohre und diverser Kleinteile waren zu organisieren. Erst nach diesen technisch-organisatorischen Arbeiten konnte mit der Auswahl der Abfälle mit einem hohen Organikanteil und der Materialien für die Abdeckung der Miete begonnen werden. Der hohe Wassergehalt, der nach kurzzeitiger Lagerung der Abfälle zu einem starken Abfluss von Zell- und Presswässern führte, bedingte die Suche eines geeigneten Materials für den Mietenunterbau.

6.1.2 Bezugsquellen des Materials

Für die Arbeiten standen drei verschiedene Abfallzusammensetzungen zur Verfügung. Sie unterschieden sich hinsichtlich:

- Siebschnitt,
- Wassergehalt und
- Zusammensetzung.

Die Lieferanten waren:

- Die Anlage Saleh Abad – 5 km von der Deponie entfernt.
- Die mobile CarCo Anlage – im Deponiegelände.
- Das Kompostwerk – ebenfalls im Deponiegelände.

Hinsichtlich der Vorbehandlung der Abfälle fiel die Entscheidung auf das Werk in Saleh Abad, weil der Materialinput dieser Anlage die höchsten Organikgehalte und die geringsten Verunrei-

gungen aufwies. Somit konnte der Zusammenhang zwischen Abfallkonsistenz und Durchströmung direkt verglichen werden. Da in Teheran keine geeignete Technik zur Zerkleinerung des angelieferten Abfalls verfügbar war, die der erprobten Konzeption des Kaminzugverfahrens entsprach, mussten die am Standort eingesetzten Maschinen und Technologien genutzt werden. Falls das Verfahren diese Einschränkungen, ungeeignete Technik zur Abfallzerkleinerung und -homogenisierung, kompensieren kann, wäre dies eine überzeugende Demonstration für die iranische Abfallbehörde.

Die Behandlung der angelieferten Abfälle erfolgte in allen Anlagen in horizontal rotierenden Trommelsieben (Lochdurchmesser von 50 bzw. 70 mm) mit vor- bzw. nachgeschalteter Wert- und Störstoffauslese. Die Abtrennung dieser Stoffströme geschah von Hand bzw. maschinell. Für die Mieten 1 und 2 wurde Material der Anlage Saleh Abad genutzt, die Mieten 3 bis 6 bestanden aus Abfällen der beiden anderen Anlagen.

6.1.3 Konzeption und Ablauf der Durchführung

6.1.3.1 Konzeption

Die Versuchsdauer war zeitlich auf ca. 2 Jahre begrenzt. Da die weitgehende biologische Stabilisierung von Siedlungsabfällen auf einer statischen Miete mit Naturzug nach bisheriger Erfahrung mehr als 6 Monate Rottezeit erfordert, war es nicht möglich, schrittweise von Variante zu Variante das Verfahren zu optimieren. Deshalb wurden zunächst die zwei Hauptvarianten zum grundsätzlichen Vergleich der Belüftungsverfahren nach Abb. 5.1 und 5.4 in der Form zweier Mieten annähernd zeitlich parallel aufgesetzt. Aufgrund der Erfahrungen des 1. Durchgangs wurden im zweiten Schritt beide Belüftungssysteme in verbesserter Form als 2 Varianten in derselben Miete nochmals verglichen. Nach endgültiger Auswahl des Belüftungssystems wurden in zeitlich kurzer Folge drei weitere Hauptvarianten als getrennte Mieten aufgesetzt, die bis zu 4 Untervarianten enthielten. Die Entwicklungsschritte mussten aus der Anfangsphase der jeweils vorausgegangenen Variante abgeleitet werden. Mögliche Vorteile der jeweiligen neuen Untervarianten mußten im Voraus geschätzt werden.

6.1.3.2 Ablauf der Durchführung

Ende Sommer 2000 begann das Aufsetzen von Miete 1 und 2. Im Frühjahr und Sommer des Jahres 2001 erfolgte der Bau der Mieten 3 bis 6 (Miete = Hauptvariante). Die Versuche, siehe Abbildungen 6.1 bis 6.3, nahmen jeweils einen Zeitraum von acht Monaten in Anspruch. Das klimatisch ungünstige Sommerhalbjahr wurde ausgewählt, weil diese Jahreszeit durch sehr hohe Tagestemperaturen geprägt ist. Die Kaminwirkung auf der Basis der freien Konvektion arbeitet dann nur eingeschränkt. Ursache hierfür ist die geringe Temperaturdifferenz zwischen Mieteninnerem, ca. 70 °C, und der Umgebung, maximal gemessene Temperatur 52 °C. Um den Belüftungseffekt zu verbessern, wurden ab Variante 2 Kaminverlängerungen und ab Variante 5 aktive Belüftungsmethoden eingesetzt. Das Winterhalbjahr mit niedrigen Außentemperaturen und einem geringeren Wassergehalt im Abfall war verfahrenstechnisch unproblematisch. In alle praktischen Maßnahmen waren spezielle Arbeitsschritte zu integrieren, um die vorgegebenen Forderungen zu erfüllen. Durch den Einbau der Sickerwasserspeicherschicht aus biologisch stabilisiertem Material, Fraktion > 30 mm, konnte das aus dem Abfall anfänglich austretende Sickerwasser gespeichert werden und stand später für den Rotteprozess zur Verfügung. Die sofortige und gewissenhafte Abdeckung der Miete mit einer 0,2 - 0,3 m dicken Feinmaterialschiicht, Fraktion < 30 mm, minimierte die Geruchsemissionen und Insektenpopulationen. Die Abdeckung wurde von Hand und ohne Fehlstellen eingebaut, um ein Austrocknen der Miete zu verhindern.



Abbildung 6.1: Übersicht über die Versuchsfläche mit den Mieten (= Hauptvarianten) 3 bis 6

Es blieb auf der Einbaufläche nach Arbeitsschluss kein Abfallmaterial liegen, um auf der Deponie vorkommende Vektoren nicht anzulocken.

Das Rohrsystem für die Belüftung fungiert als hauptsächliches Steuerelement. Dessen Einbau in die stationäre Tafelmiete muss deshalb sehr exakt erfolgen. Nach Fertigstellung der Miete ist ihre Steuerung nur noch bedingt über Wärmeableitmechanismen mittels aktiver Belüftung möglich. Eine Einflussnahme auf andere Faktoren wie z. B. pH-Wert oder das Mietenmilieu ist großflächig nicht realisierbar. Die Mieten wurden mit extremer Sorgfalt aufgesetzt, kontinuierlich gewartet und messtechnisch betreut. Diese Exaktheit war notwendig, da wissenschaftliches Neuland betreten wurde. Sie gewährleistete gleichzeitig, dass die Untersuchungen und die Auswertung der neuen unbekannten Phänomene unverfälscht blieben. Durch eine gewissenhafte Arbeitsweise und Arbeitskoordination können auch unter extrem schwierigen Bedingungen in Entwicklungs- und Schwellenländern gesicherte und reproduzierbare Ergebnisse erzielt werden.

Alle Varianten wurden während des gesamten Rotteverlaufes hinsichtlich des Temperatur-, Gas-, Luftfeuchtigkeits-, Wassergehalts- und Strömungsverhaltens messtechnisch ausgewertet. In den sechs Rottemieten kamen zwölf verschiedene Varianten zum Einsatz. Variationsgrößen waren: das Abfallmaterial, die Schichtdicke, die Belüftungsart, die Arbeitstechnik beim Bau und das Gefälle der Arbeitsfläche. Chemische und physikalische Untersuchungen des Ausgangsmaterials in einem monatlichen Rhythmus während des Rotteprozesses bildeten die Basis für die analytischen Aussagen und Bilanzen. Zusätzliche Tests hatten das Ziel, den Einfluss der Sonnenbestrahlung auf den Rotteverlauf, die Sackung der Mieten und Maßnahmen zur Reaktivierung der aeroben Abbauvorgänge in anaeroben Zonen zu untersuchen. Der Einbau eines Sichtfensters in die Miete ermöglichte zusätzlich die visuelle Beobachtung der Abbau- und Setzungsvorgänge. Nach beendeter Rotte wurden die Mieten abgetragen, das Material zur Siebtrommel transportiert, in zwei Fraktionen getrennt und anschließend mengenmäßig erfasst sowie in Depots gelagert. Danach erfolgten umfassende chemische und physikalische Analysen der Outputfraktionen. Verschiedene Labors, Institute und Universitäten beprobten die Fraktionen hinsichtlich der Gehalte an Nährstoffen, Schwermetallen, Salzen, Parasiten und dem Rottegrad. In der Abbildung 6.2 ist der Ablauf des gesamten Forschungsvorhabens im Überblick dargestellt.

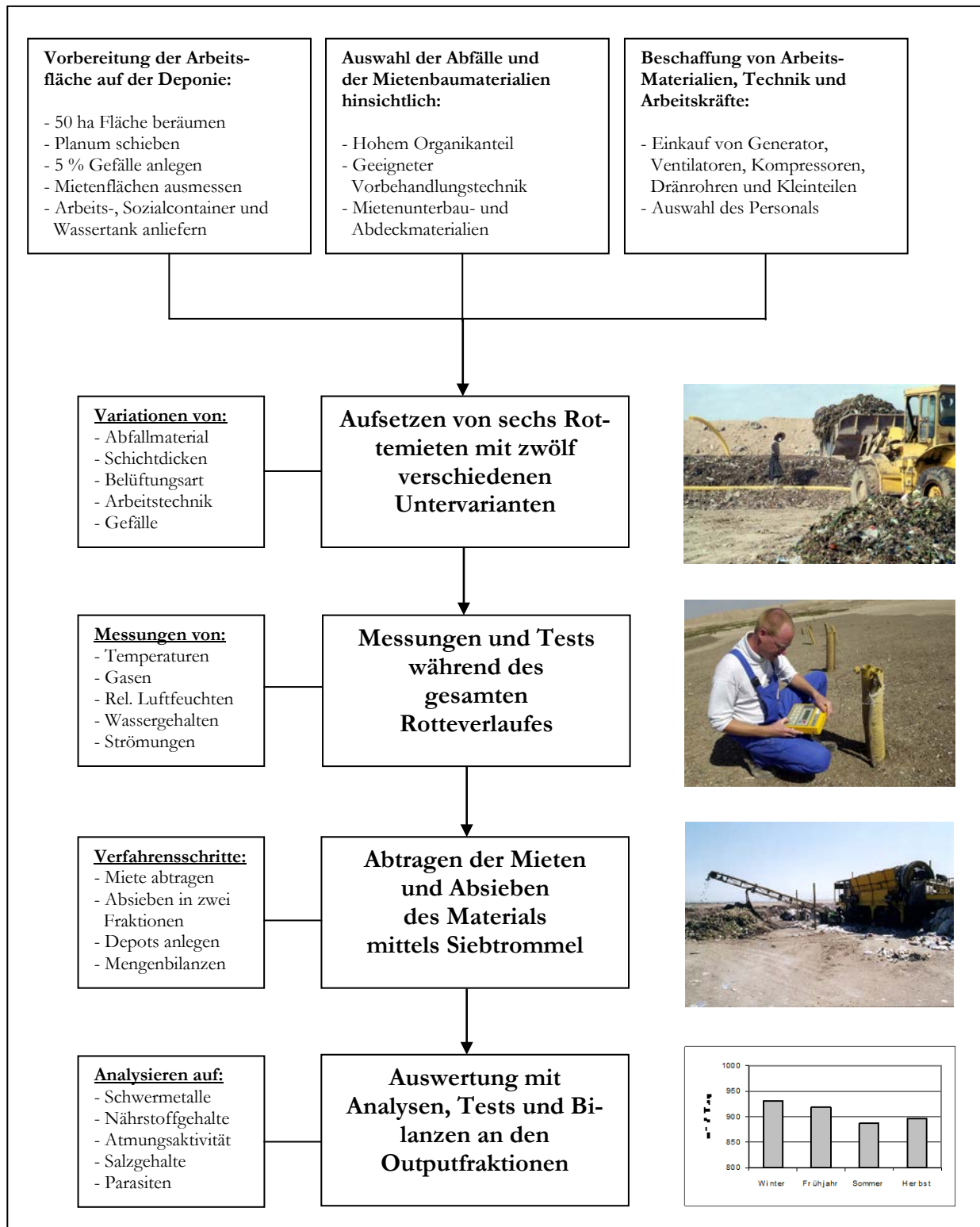


Abbildung 6.2: Ablauf der Untersuchungen

6.1.4 Zielstellung der Behandlungsschritte

Ziele der in Teheran neu durchgeführten MBA, siehe Abbildung 6.3, sind die Herstellung verwertbarer oder naturintegrierbarer Stoffströme sowie minimale Emissionen während des Rotteprozesses. Aus den Ergebnissen der 13 getesteten Varianten konnte das Ziel einer optimalen Behandlungsstrategie des Abfallteilstromes entwickelt werden.

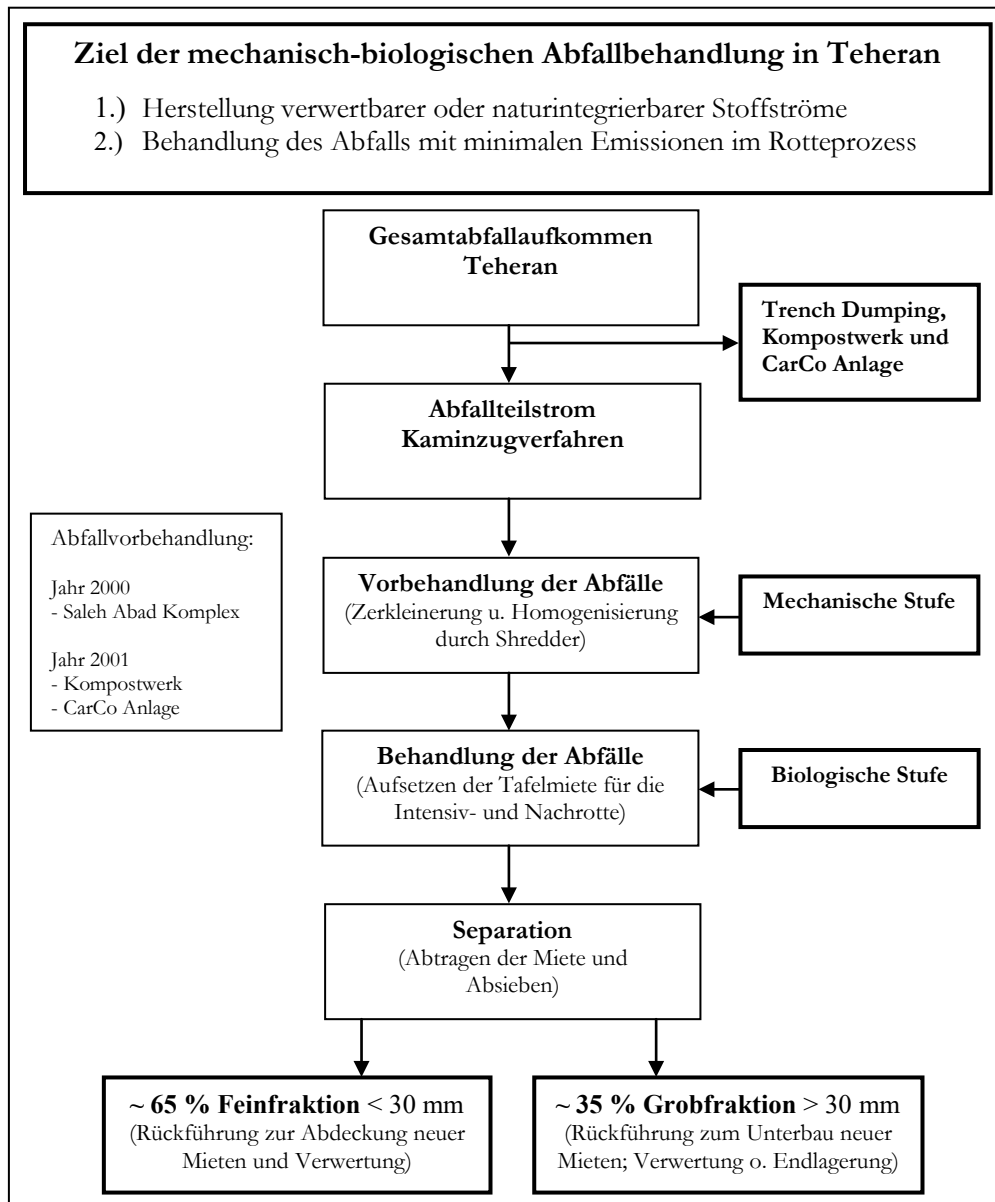


Abbildung 6.3: Schema der neuen Abfallbehandlung

6.2 Messprogramm während des Rottevorganges

6.2.1 Prüfparameter

Die durchgeführten Erfolgskontrollen werden im letzten Absatz des Abschnitts 7.1.3 aufgeführt. Zur schrittweisen Optimierung des Verfahrens wurden bereits während der Rottevorgänge der Vorgängervariante Parameter als Erfolgskontrollen benötigt, die zuverlässige Schlüsse auf Vor- und Nachteile des gewählten Verfahrens zulassen und durch ein dichtes Sondennetz ohne Störung des Rottevorganges gemessen werden können. Bewährt haben sich dazu die Erfassung der Temperaturverteilung und des Temperaturverlaufs sowie die Analyse der maßgebenden Reaktionsgase Sauerstoff O_2 , Kohlendioxid CO_2 und Methan CH_4 . Zur Kontrolle des Wassertransports ist die Gasfeuchte ein ergänzender Parameter. Ist das Ausgangsmaterial nach Zusammensetzung und Aufbereitung für einen zügigen aeroben Abbau geeignet (das ist hier eindeutig der Fall), können aus dem Zusammenhang dieser Parameter folgende Schlüsse gezogen werden:

6.2.1.1 Messungen im Abfall

Temperaturen: Bei einer Ausgangsfeuchte des Substrats von mindestens 30 % (hier in der Anfangsphase garantiert) steigt die Temperatur in der Anfangsphase eines aeroben Abbauvorganges auf mindestens 50 °C. Wird dieser Wert nicht erreicht, liegt eine Abbauhemmung vor, deren Ursache aus den Gasanalysen ermittelt werden muss. Zur sicheren Elimination pathogener Keime, ein entscheidendes Erfolgskriterium einer Abfallbehandlung, muss in allen Bereichen der Deckschichten eine Temperatur größer 55 °C zuverlässig eingehalten werden. Wird eine Verwertung angestrebt, muss dieses thermische Hygienekriterium in allen Bereichen des Frischmülls eingehalten werden.

Sauerstoff O_2 : Die Verteilung des gasförmigen Sauerstoffs ist das maßgebende Kriterium für die Sauerstoffversorgung und die Sauerstoffzehrung im Substrat. Hohe Zehrung im Zusammenhang mit hohen Temperaturen weist einen intensiven aeroben Abbau nach, geringe Zehrung bei hohen Temperaturen eine Hemmung durch Wassermangel. Geringe Zehrung bei niedrigen Temperaturen weist Mängel in der Sauerstoffversorgung der Feinporen durch Verdichtungszone und Übernässungen nach.

Kohlendioxid CO_2 : Im Falle der vollständigen Oxidation von Stärke und Zellulose, den Hauptbestandteilen der abbaubaren Abfälle, ergibt die Summe aus Sauerstoff und Kohlendioxid 21 %. Da der Vorgang in der Regel nicht vollständig abläuft (Bildung von Huminstoffen), ergibt die Summe maximal ca. 20 % an jeder Gasentnahmestelle. Im fortgeschrittenen Abbau wird Ammonium nitrifiziert. Der Abstand zu diesem Grenzwert wird dann signifikant unterschritten. Übersteigt die Summe den Grenzwert von 21 %, muss ein anaerober Abbau stattfinden. Im Falle der intensiven Säurebildung werden der Abbau weitgehend gehemmt, die Sickerwässer extrem hoch belastet und die Hygienekriterien nicht eingehalten. Im Falle des idealen anaeroben Abbaues von Stärke bis zum Methan werden Kohlendioxid und Methan in gleichem Volumenverhältnis freigesetzt. Da dieser Abbauweg dieselbe Stabilität des Endproduktes erzeugt wie der aerobe Abbau, kann in geschlossenen Systemen vom 21 % - Kriterium das Kohlendioxid mit gleichem Anteil wie das Methan abgezogen werden. Für die hier genutzten Mieten mit biologischer Gasbehandlung innerhalb einer dünnen Deckschicht kann das klimaschädliche Gas Methan vermutlich eliminiert werden. Deshalb wird dessen Reduktion im Deponiekörper bis auf Spuren als hinreichender Behandlungserfolg gefordert. Unter dieser Voraussetzung wird der Abzug des methanäquivalenten Kohlendioxids hier nicht angewandt.

Methan CH_4 : Methan ist ein klimaschädliches Gas und darf deshalb die Miete nicht verlassen. Die Abgase der Miete werden zwar biologisch langsam gefiltert, aber der Methanabbau kann auf der

sehr kurzen Filterstrecke nicht nachgewiesen werden. Deshalb können nur geringe anaerobe Abbauvorgänge im Inneren der Miete zugelassen werden, deren Methan in den äußeren Mietenbereichen abgebaut werden kann. Für die Erfolgskontrolle bzw. die Fehleranalyse zeigt der Methangehalt im Verhältnis zum Gehalt an Kohlendioxid abzüglich der aeroben Produktion an, ob und in welchem Umfang ein saurer anaerober Abbau vorliegt, der in der Regel von einem Wassereinstau verursacht wird.

6.2.1.2 Messungen in den Kaminen

Gastemperaturen: Aus dem Vergleich der Gastemperaturen in den Kaminen mit den Lufttemperaturen können die Auftriebskräfte abgeleitet werden.

Gasanalysen: Die Parameter sind identisch mit den Gas-Prüfparametern des Abfallkörpers. Die daraus zu ziehenden Folgerungen sind jedoch abhängig vom Belüftungssystem.

- a) *Linienbelüftung:* Die Linienbelüftung hat das Ziel, mittels eines gelochten Dränrohrs Frischluft mit so hoher Geschwindigkeit bis in das Zentrum der Miete zu leiten, dass auch dort der Sauerstoffgehalt noch ca. 20 % beträgt. Durch die Luft, die durch die Lochung in den Mietenkörper strömt, wird dann der Abfall unabhängig vom Randabstand mit 20 % Luftsauerstoff versorgt. Die Funktion ist störungsfrei, wenn der Sauerstoffgehalt in der Abluft des Kamins ca. 20 % beträgt und Abbauprodukte nur in Spuren nachweisbar sind. Die Gastemperaturen weisen im Vergleich zur Außentemperatur den wirkamen Auftrieb für die Kaminwirkung nach.
- b) *Querlüftung:* Durch die Querlüftung wird nicht nur der Abfall mit Sauerstoff versorgt, sondern auch der Sauerstoff zum aeroben Abbau der organischen Stoffe der in der Basis gespeicherten Sickerwässer herangeführt. Diese daraus resultierende Zehrung und deren Abbauprodukte werden im Kamin gemessen. Die Temperaturen sind in diesem Fall nicht nur ein Auftriebskriterium, sondern auch als Kriterium der Hygieneanforderungen zu beachten.

Gasfeuchte in den Kaminen: Die Feuchte des Abgase in den Kaminen weist nach, in welchem Umfang die zur Belüftung verwendeten Speicherschichten bereits getrocknet sind. Der Nachweis ist vor allem im Falle der Querlüftung schlüssig.

6.3 Messtechnik und Messverfahren

6.3.1 Anwendung und Anpassung der Messverfahren

Zur Beurteilung des Zustandes einer Rottemiete werden die Stoffwechsel- und Abbauprodukte aerober und anaerober mikrobieller Aktivitäten bestimmt, wofür Messungen der Temperatur sowie des Sauerstoff-, Kohlendioxid- und Methangehaltes notwendig sind. Die Temperatur repräsentiert den energetischen Gesamtzustand einer Aufschüttung und somit den zum Zeitpunkt der Messung vorherrschenden Reaktionstyp. Aerobe mikrobielle Aktivitäten sind durch eine positive Reaktionsenthalpie gekennzeichnet während anaerobe Prozesse deutlich geringer positiv sind bzw. in bestimmten Bereichen negative Werte annehmen. Qualitative Aussagen können, bei Kenntnis der durchschnittlichen spezifischen Wärme und Masse des Materials, mittels Energiebilanzbetrachtungen vorgenommen werden [Hartmann 2002]. Ziel muss es sein, im gesamten Rotteprozess und insbesondere in der Intensivrottephase, über ein zuverlässiges Steuerinstrumentarium zu verfügen. Hierfür ist Voraussetzung, dass alle Prozessparameter kontinuierlich erfasst, protokolliert und analysiert werden, um bei Abweichungen sofort eingreifen zu können. Die Messtechnik und das Zubehör für die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Arbeiten muss-

ten für die extremen klimatischen sowie verfahrenstechnischen Anforderungen sorgfältig ausgewählt und zum Teil von P. Hartmann, Universität Rostock, durch eigene Entwicklungen ergänzt werden. Zur Ermittlung des jeweiligen Zustandes der Miete dienten Kamine sowie Messlanzen, welche nach einem bestimmten Raster, in der Regel in den ungünstigsten Bereichen des Materials angeordnet wurden. Insgesamt wurden in die sechs Mieten 205 Messlanzen und 94 Kamine eingebracht, siehe Tabelle 6.1.

Tabelle 6.1: Kamin- und Messlanzenanzahl aller Mieten

| Miete | Kaminanzahl | Messlanzenanzahl |
|--------------|-------------|------------------|
| 1 | 14 | 26 |
| 2 | 5 | 33 |
| 3 | 24 | 34 |
| 4 | 15 | 32 |
| 5 | 18 | 42 |
| 6 | 18 | 38 |
| Summe | 94 | 205 |

In den ersten vier Wochen nach Aufsetzen des jeweiligen Mietenabschnittes erfolgten alle Messungen im täglichen Rhythmus. In der Nachfolgezeit verlängerten sich die Messabstände kontinuierlich bis hin zu 4 Wochen in der Nachrottephase. In Tabelle 6.2 sind die zum Einsatz gekommenen Messgeräte aufgelistet, auf die in den nachfolgenden Abschnitten ausführlich eingegangen wird.

Tabelle 6.2: Übersicht der verwendeten Messverfahren

| Messparameter | Gerät | Messbereich | Toleranz |
|------------------|------------------------------|----------------------|---|
| Methan | GA 94 | 0 - 100 Vol.-% | $\pm(0,5 - 3,0 \%)$ |
| Kohlendioxid | GA 94 | 0 - 50 Vol.-% | $\pm(0,5 - 3,0 \%)$ |
| Sauerstoff | GA 94 | 0 - 30 Vol.-% | $\pm(1,0 - 3,0 \%)$ |
| Temperatur | Fluke 52 II | -40 - +250°C | $\pm(0,05 \% + 0,3 \text{ }^{\circ}\text{C})$ |
| Luftfeuchtigkeit | Mela DH 50 B | 0 - 100 % | k. A. |
| Druck | Testo T 400 incl. Drucksonde | $\pm 100 \text{ Pa}$ | $\pm(0,3 \text{ Pa} + 0,5 \% \text{ v. Mw.})$ |

6.3.1.1 Gasmessung

Die Bestimmung der Gaskonzentrationen erfolgte mit Hilfe des Deponiegasmonitors der Firma ANSYCO GmbH - Modell GA 94. Dieses Gerät wurde speziell zur Messung von Deponiegas entwickelt. In ihm sind drei Analysatoren zur Bestimmung der relevanten Gaskomponenten integriert. Mit Hilfe einer Pumpe wird das Probegas über Filter in die Messküvette transportiert. Die Messung von Methan und Kohlendioxid basiert auf der Infrarotabsorption. Zur Ermittlung der Konzentration des Sauerstoffs dient eine langlebige elektrochemische Zelle. Zeitgleich mit jeder Messung wurde der atmosphärische Luftdruck erfasst. Ergänzend sei bemerkt, dass das Gerät für Messungen in explosionsgefährdeten Bereichen gemäß *CENELEC EE_x ibe IIB T3* zugelassen ist. Dem Messgerät vorgeschaltet wurde ein neuentwickelter, zusätzlicher Gasfilter nach Hartmann, Universität Rostock, speziell für die Messung von Gasen mit einem hohen Anteil an Wasserdampf sowie für andere unerwünschte reaktive Gase ausgelegt. Diese können je nach Verfahren verfälschende Querempfindlichkeiten bei den Messungen hervorrufen. Des Weiteren besteht die Gefahr einer Kondensation von Wasser zusammen mit Begleitstoffen, vor allem in der Infrarotmesszelle. Die vor das handelsübliche Gerät geschaltete Filterpatrone wurde bei den Messungen speziell mit einem, für diesen Anwendungsbereich gut geeigneten, Kieselgel mit Feuchtigkeitsindikator befüllt. Damit kann effektiv Wasserdampf aus dem Messgas entfernt werden. Das Gerät, geeicht für einen Temperaturbereich von 0 - 40 °C, führt bei einer Gastemperatur von

60 °C zu einem relativen Fehler von 6 %, der durch die Abkühlung des Gases im Schlauch (Länge: 2 m) und die Trocknung weiter reduziert wird. Somit gelten die Messdaten als gesichert.

6.3.1.2 Temperaturmessung

Zur Temperaturmessung in den Messlanzen, Abb. 6.4, stand das Messgerät der Firma FLUKE Modell 52 II zur Verfügung. Es handelt sich um ein digitales Mikroprozessor - Thermometer, das in Verbindung mit externen Thermoelementen des Typ J, Messbereich von -40 °C bis +250 °C bei einer Messgenauigkeit von $\pm(0,05 \% + 0,3 \text{ }^{\circ}\text{C})$, eingesetzt wurde. Die Messfühler werden direkt in das zu untersuchende Medium gesteckt. Das aus der Praxis bekannte Problem, der schnelle Verschleiß der Temperaturmessfühler und deren Zuleitungen durch Kabelbruch, Reibung, Hitze sowie durch aggressive Gase und Flüssigkeiten, konnte mit Hilfe eines ebenfalls von Hartmann, Universität Rostock, entwickelten, speziell angepassten Messfühlers umgangen werden. Im Wesentlichen besteht diese Fühleronderanfertigung aus einer Edelstahlhülse mit Edelstahlnickschutzspirale, wobei das Sensorelement in Magnesiumoxid eingebettet ist.

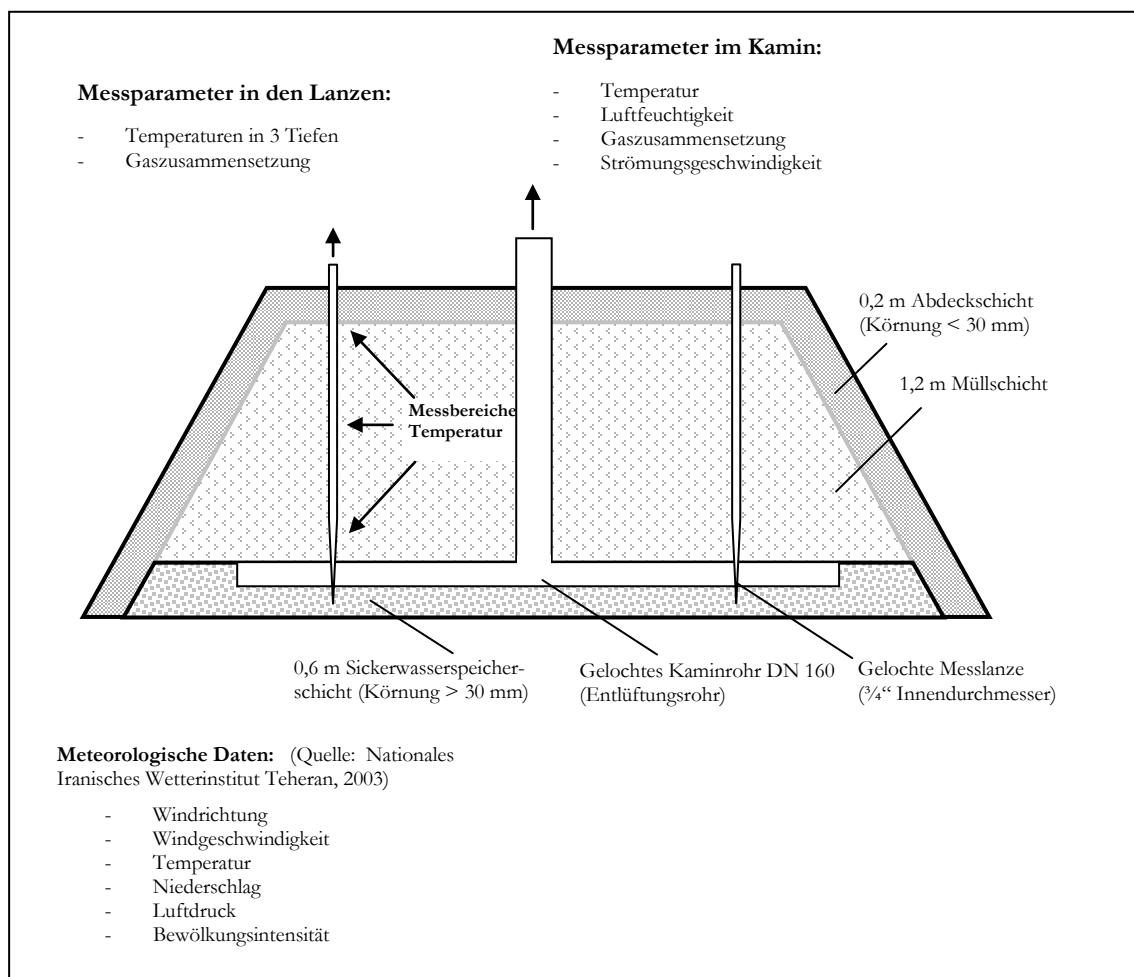


Abbildung 6.4: Messpunkte in der Miete und meteorologische Daten

6.3.1.3 Luftfeuchtigkeitsmessung

Die relative Luftfeuchte gibt bei konstanter Temperatur das Verhältnis zwischen dem momentanen Dampfdruck und dem Sättigungsdruck an. Die Messung erfolgte ausschließlich in den Kaminen mit dem DH 50 B von der Firma MELA Sensortechnik GmbH. Der kombinierte Messfühler erfasste die relative Luftfeuchtigkeit sowie die Temperatur. Der Sensor lag zum Schutz gegen Beschädigung unter einer Edelstahlsinterkappe aus V4A-Stahl. Nach 2 Jahren Einsatz fiel der Fühler wegen starker Korrosion im Anschlussbereich des PT 100 - Temperatursensors aus. Dieses Problem konnte durch Umhüllung der Anschlüsse mit Glaslot behoben werden (Modifikation von Hartmann, Universität Rostock).

6.3.1.4 Druck- und Strömungsgeschwindigkeitsmessung

In den vorangegangenen Untersuchungen traten wiederholt Schwierigkeiten bei der Messung der Druckverhältnisse und der Strömungsgeschwindigkeiten in den Kaminen auf. Geschwindigkeitsmessungen, durchgeführt mit thermischen Fühlern, Ultraschall- und Lasertechnik oder Flüßgelrädern (z. B. Firma Dostmann Elektronik; Gerät Clima Air) erbrachten Daten, die keine eindeutigen Aussagen ermöglichten. Wesentliche Gründe dafür sind:

- Die hohe Luftfeuchtigkeit führt zu Bildung von Wasserfilmen auf den Messsensoren.
- Fehlende Partikel in der Abluft lassen keine Messung mit Ultraschall- bzw. Lasertechnik zu.
- Schadstoffkombinationen aus Gasen und Kondenswasser führen allgemein zu Korrosionen, vor allem an Lagern, dies betrifft auch Titanlager sowie andere mechanisch bewegte Teile [Hartmann 2002].

Diese Probleme verlangten Lösungen, um jederzeit gesicherte und reproduzierbare Daten zu erhalten. Dazu wurde von Hartmann, Universität Rostock, ein neues, minimal störanfälliges Prinzip entwickelt, das im Rahmen dieser Arbeit **erstmalig in der Abfalltechnik zum Einsatz** kam. Es handelt sich um eine Drucksonde, die mit einem Differenzdrucksensor nach dem Prinzip des Dehnungsmessstreifens (DMS) arbeitet. An beide Eingänge der Differenzdrucksonde wurden Schläuche mit einer Längendifferenz von 1,5 m angeschlossen und in den Kamin zur Messung eingeführt. Das Messgerät zeigt die Druckdifferenz zwischen dem oberen und unteren Schlauchende an. Das feuchte und aggressive Medium im Kamin spielt für die Messung keine Rolle, da hier kein Durchfluss sondern nur der Druck in der Luftsäule der Schlauchzuleitungen zum Sensor gemessen wird. Ein zur Sicherheit in die Schläuche eingesetzter Membranfilter (5 µm) verhindert das Eindringen von Luftfeuchtigkeit in die Sonde. Genutzt wurde das Präzisions- und Multifunktionsmessgerät T 400 der Firma TESTO in Verbindung mit der extrem empfindlichen Drucksonde TESTO 0638.1345, Messbereich ±100 Pa bei einer Messgenauigkeit von ±(0,3 Pa + 0,5 % v. Mw.), ausgestattet mit einem speziellen Piezodrucksensor. Der Messbereich eignet sich für Strömungsgeschwindigkeiten bis ca. 40 m/s und ist für die Anwendung in den Kaminen ausreichend. Die Geschwindigkeit v kann mittels Druckdifferenz Δp und dem Staurohrfaktor S berechnet werden.

$$v[m/s] = S \times \sqrt{\frac{200000 \times \Delta p[hPa]}{\delta[g/m^3]}}$$

(6.1)

6.4 Messungen in den Kaminen

Einen problemlosen Einsatz aller Messgeräte ermöglichten die großen Durchmesser der Kamine. Die Daten in den 94 Kaminen lieferten Vergleichswerte zu denen in den Messlanzen, da die Temperaturen und Gase des Kamins einen größeren Bereich repräsentieren als die Messlanzen, siehe Abbildung 7.6. Problematisch hierbei ist die permanente, witterungsabhängige, verschiedenartig gerichtete Luftströmung im Kamin. Starke Winde haben eine schnelle Durchströmung des Rohrsystems zur Folge, was sich in der Abluft durch Abkühlung und Verdünnung der Gaskonzentrationen deutlich bemerkbar macht. Die Messwerte können daher nur als Näherung angesehen werden.

6.4.1 Gase

Die Kaminrohre überragten die Mietenoberfläche um 0,7 m. Bedingt durch den kurzen Ansaugschlauch des Messgerätes von 0,8 m konnte nur knapp unter der Abdeckungsoberkante abgesaugt werden. Die hohen Windgeschwindigkeiten über der Deponieoberfläche verfälschten die Messungen nur unwesentlich. Kamine mit Verlängerungen hatten eine Höhe von 2,5 m. Dabei waren die PVC Rohrverlängerungen DN 200 einen halben Meter in die Miete eingelassen, um 1,6 m über Oberkante Abdeckung verschließbare Löcher zum Einführen des Schlauches des Deponiegasmonitors. Nach einer Ansaugdauer von ca. 2 min war die Konstanz aller drei Anzeigewerte erreicht. Methan, Kohlendioxid und Sauerstoff als Hauptabluftkomponenten sind Indikatoren für den Rottezustand und die Durchlüftung der Miete. Zur Auswertung der Messwerte ist zwischen dem System der Linienbelüftung und dem der flächigen Querdurchströmung der Basis zu unterscheiden.

6.4.2 Luftfeuchtigkeit

Der Fühler des Hygrometers wurde ca. 1,5 m in das Kaminrohr eingeführt. Damit befand sich der Sensor zur Messung 0,8 m unter Oberkante Abdeckung. Das Ablesen der Temperatur fand nach einer Angleichzeit von 3 min statt. In analoger Weise erfolgte die Wertermittlung in den verlängerten Kaminen, wobei der Fühler durch die Testöffnung eingeführt wurde.

6.4.3 Temperatur

Hierbei kamen dasselbe Messgerät und die gleiche Methode zur Anwendung wie im Abschnitt "Temperaturen". Die Konstanz der Werte stellte sich ebenfalls nach ca. 3 min ein.

6.4.4 Druckverhältnisse und Strömungsgeschwindigkeiten

Um Turbulenzen durch Winde bedingt zu verringern, wurde ein PVC Rohr DN 200 mit einer Länge von 1,0 m über den Kamin gestülpt. Alle Kamine hatten eine Höhe von 0,7 m zuzüglich der Messrohrverlängerung. Die Messung erfolgte von oben, der Sensorkopf lag dabei mittig auf dem Rohr auf. Die in den Kamin führenden Mess- und Referenzleitungen hatten eine Länge von 2,0 m bzw. 0,5 m. Pro Kamin erfolgten vier Messungen. Im Gerät wurde zur Dämpfung von stark schwankenden Messwerten durch Windböen ein zeitlicher Mittelwert über 2 min gebildet. Bei der Variante mit den Kaminverlängerungen erfolgten die Messungen bei verschlossenem Testloch ebenfalls von oben. Das Messgerät zeichnete die Druckdifferenz auf, die Strömungsgeschwindigkeit musste aus den ermittelten Einzeldaten berechnet werden. Anhand der Abgasströmungsgeschwindigkeiten können Aussagen zur Aktivität des Kamins bezüglich des Wärme- und Wasseraustrages aus der Miete abgeleitet werden.

6.5 Messungen in den Messlanzen

Zur Feststellung der Temperaturverhältnisse und der Gaszusammensetzung im Inneren der sechs Mieten wurden 205 Messlanzen, unmittelbar nach dem Aufsetzen, eingeschlagen. Die Verteilung der Messlanzen erfolgte unter zwei Aspekten:

- Annahme einer ausreichenden Homogenität des Mülls, die eine relativ konstante Gasströmung gewährleistet und
- Wahl von Stellen mit ungünstigen Bedingungen bezüglich der Sauerstoffversorgung und des Temperaturverhaltens.

Die Grundanordnung der Messlanzen wurde bei allen Mieten, außer Miete 1, durch zusätzliche Lanzen ergänzt, welche in Profilen zwischen dem Kamin und dem Belüftungsrohr angeordnet waren. Als Messlanzen dienen 2,0 m lange Stahlrohre mit einem Innendurchmesser von $\frac{3}{4}$ Zoll, die Einschlagtiefe betrug 1,8 m. Diese waren unten offen und im Zylindermantel mit 20 Bohrungen versehen, die gleichmäßig über die unteren 1,6 m des Rohres verteilt waren, um den Gas- und Temperatureaustausch zu ermöglichen sowie Verstopfungen auszuschließen. Setzungen der Miete während des Rotteprozesses hatten ein sofortiges Tiefschlagen der Messlanze zur Folge, um das Messniveau zu halten.

6.5.1 Gase

Ein 0,8 m langer Schlauch wurde in die Öffnung der Messlanze eingeführt, danach erfolgte der Verschluss. Durch das Messgerät wurde Gas rings um die Messlanze angesaugt, bis sich nach einer Zeit von etwa 2 min eine Konstanz der Anzeigewerte einstellte.

6.5.2 Temperaturen

Die Messungen erfolgten sowohl in der Abfallschicht als auch in der Abdeckschicht, siehe Abbildung 6.5.

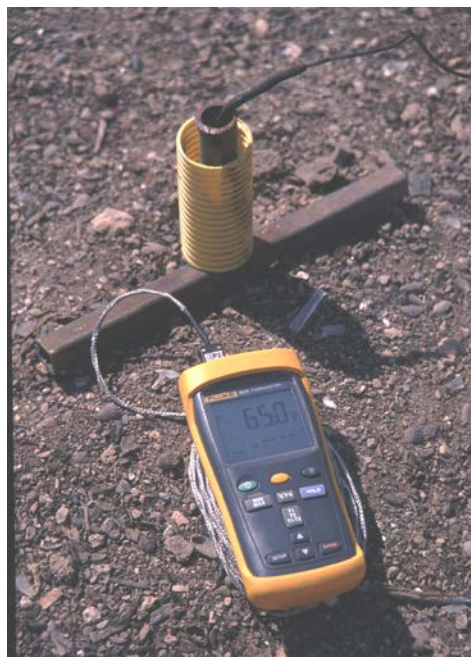


Abbildung 6.5: Temperaturmessung in der Messlanze

Die zugehörigen Höhen waren:

- In einer Tiefe von 1,3 m (T_{unten}) unmittelbar über der Unterbauschicht,
- In einer Tiefe von 0,4 m (T_{oben}) unter der Abdeckschicht und
- In der Abdeckschicht bei 0,2 m Tiefe ($T_{\text{Abdeckschicht}}$).

In der Abdeckschicht wurden die Daten in einem Radius von 0,2 m um die Messlanze durch direktes Einstechen in die Oberfläche aufgenommen.

6.6 Erhebung von meteorologischen Daten

Zur Erstellung der Energie- und Wasserabgabebilanzen der Mieten über die Abluft aus den Kaminen ist eine Korrelation mit den meteorologischen Daten der Deponie notwendig. Die im Rahmen dieser Forschungen verwendeten Daten stammen aus dem *Staatlichen Nationalen Wetteramt der Islamischen Republik Iran* in der Nähe des Flughafens Mehrabad in Teheran. Die Distanz zur Deponie beträgt etwa 15 km Luftlinie. Beide Objekte haben höhengleiches Niveau, 1300 m über NN. Es wurde im Zeitraum vom Baubeginn der ersten Miete bis zur Beendigung aller Tests täglich jede Stunde die relative Luftfeuchtigkeit und die Temperatur ermittelt. Basis für die Bilanzen waren die errechneten Tagesmittelwerte. Im Diagramm Abb. 6.6 sind die Werte für den Zeitraum von Mai 2001 bis April 2002 dargestellt.

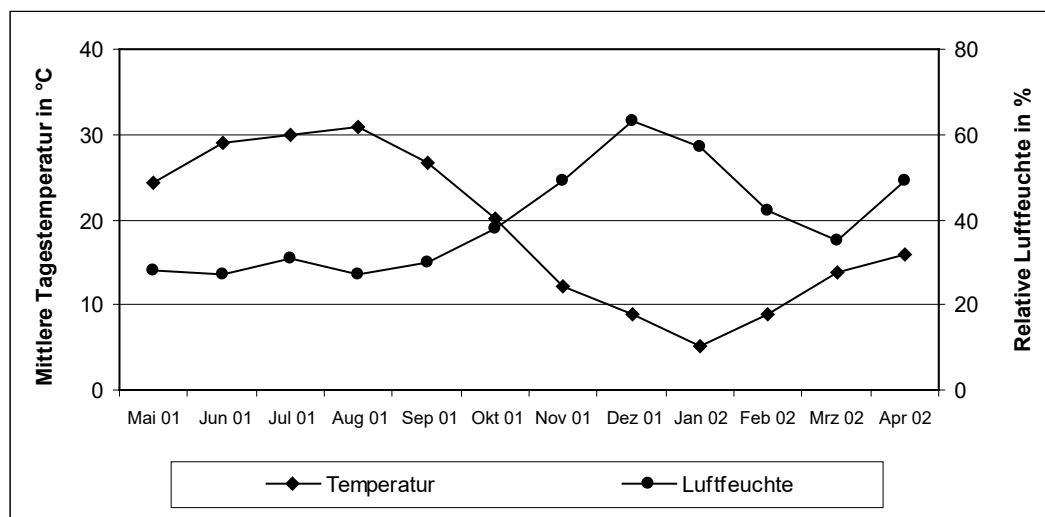


Abbildung 6.6: Meteorologische Daten von der Deponie Teheran

6.7 Darstellung und Interpretation der Messwerte

Die besonderen Bedingungen der statischen Miete sind bei der Darstellung und Interpretation der Messwerte unbedingt zu beachten (Spillmann 2012). Die Messwerte eines Messpunktes beschreiben den Rottevorgang im Umfeld der Messung deterministisch genau (Messgenauigkeit eine Zehnerpotenz genauer, als zur Beurteilung des Rottevorgangs erforderlich). Da die Abfälle während des Rottevorgangs auf der statischen Miete nicht "umgesetzt" werden und nicht mindestens einmal erneut gemischt und einer zweiten Intensivrotte unterzogen werden, können Mängel nach dem Aufsetzen der Miete nicht mehr ausgeglichen werden. Daraus ergeben sich folgende Konsequenzen:

a.) Verwertung als Kompost

Erreicht nur ein Bereich einer Miete nicht die zur Hygienisierung erforderlichen Temperaturen und enthält dieser Bereich pathogene Keime, tritt eine Rückverkeimung im Kompost auf, sobald das Feinmaterial zur Verwertung abgesiebt und dadurch gemischt wird. Gleiches gilt für Samen von Wildkräutern. In Zonen mit saurer Gärung wird der Abfall konserviert. Er kann vor allem in bindigen Böden Ertragsdepressionen bewirken. Soll das Feinmaterial als Kompost verwertet werden, müssen deshalb alle Bereiche der Miete ohne Ausnahme die Anforderungen an die Aufbereitung zur Kompostierung einhalten.

b.) Biologische Vorbehandlung zur Deponierung

Mindestens die Außenbereiche der Mieten müssen ohne Ausnahme die Anforderungen an die Hygienisierung einhalten, damit keine Vektoren pathogene Keime in den menschlichen Lebensbereich zurücktransportieren können. Zur Senkung der Sickerwasserbelastung ist zu beachten, dass Abfällen aus der sauren Gärung ca. das Zehnfache der Sickerwasserbelastungen emittieren, die sie aus der stabilen Methanphase emittieren würden. Die Höhe der Emissionen, die nach der Deponierung zu erwarten sind, wird deshalb maßgebend von anaeroben Fehlstellen der sauren Phase bestimmt.

Sowohl aus den Anforderungen zur Verwertung als auch zur Deponierung ist zu folgern, dass der Rotteverlauf nur dann zutreffend beurteilt werden kann, wenn in den ungünstigen Bereichen der statischen Miete die Messpunkte angeordnet werden und dann die originalen Messwerte aller Messpunkte zur Beurteilung herangezogen werden. Zur Auswertung werden deshalb alle originalen Messwerte grafisch dargestellt und die jeweiligen Zielwerte als Schranken in die Diagramme eingezeichnet. Bei der schrittweisen Verbesserung des Betriebes kann es vorkommen, dass der Erfolg der Maßnahme aus den Originalwerten nicht eindeutig erkennbar ist. In diesem Fall weisen die Medianwerte der Messungen nach, ob die Anzahl der unzureichend stabilisierten Zonen abgenommen hat. Die Medianwerte der Messungen werden deshalb tabellarisch den grafischen Darstellungen angefügt.

7 Entwicklungsschritte zur Optimierung des Systems

In Tabelle 7.1 sind die in Teheran durchgeführten Versuche als Übersicht dargestellt. Jede Miete, außer Miete 2, ist mindestens einmal geteilt, wobei jedes Teilstück als Untervariante seine eigene Charakteristik hat und als eigenständige Variante auszuwerten ist. Diese Unterteilung bringt folgende Vorteile: Erhöhung der Modifikationsvarianten, einen direkten Datenvergleich innerhalb der Segmente einer Miete sowie Zeit- und Kostenersparnis. Das Verhalten der Mieten wurde ab Mietenaufbau während der Rotte bis zum Abtragen durchgängig beobachtet und analysiert. Somit konnten schrittweise arbeitstechnische Fehler und Mängel beseitigt und Vorteile übernommen werden. Dieses Vorgehen ermöglichte bereits in Schwäbisch Hall (siehe Anhang Kap. III) wertvolle konzeptionelle und verfahrenstechnische Verbesserungen, so dass die 6. Hauptvariante die optimalen Ergebnisse erbrachte.

Tabelle 7.1: Übersicht aller Varianten

| Variante | Bau | Größe (in m) | Abfallmasse, -herkunft | Belüftungsart | Belüftungstechnik | Zeitintervall | Luftdurch- satz | System | Spezifikationen |
|----------|----------------|-----------------|--|--|--------------------------------|--------------------------|--------------------|----------------|------------------------------|
| 1 | Juli 2000 | 25 x 20 x 2,2 | 1.200 Mg/ Saleh Abad | Passiv | - | - | - | Linie | inklusive Inliner |
| 1 a | Juli 2000 | 25 x 20 x 2,2 | | Passiv | - | - | - | Linie | inkl. Inliner + Beregnung |
| 2 | Sept. 2000 | 50 x 20 x 2,2 | 1.200 Mg/ Saleh Abad | Passiv | - | - | - | Quer- strom | Kamin- Verlängerungen |
| 3.1 | Mai 2001 | 50 x 25 x 2,0 | 2.200 Mg/ Kompost- Werk & CarCo Anlage | Passiv | - | - | - | Linie | inklusive Inliner |
| 3.2 | Mai 2001 | 50 x 25 x 2,0 | | Passiv | - | - | - | Quer- strom | |
| 4.1 | Juni 2001 | 33 x 25 x 2,0 | 2.200 Mg/ Kompost- Werk & CarCo Anlage | Aktiv 6 h/d | Ventilator | 6 h/d ohne Pause | 16.500 m³/d | Quer- strom | |
| 4.2 | Juni 2001 | 67 x 25 x 2,0 | | Passiv | - | - | - | Quer- strom | Kamin- Verlängerungen |
| 5.1 | Juli 2001 | 33 x 25 x 2,0 | 2.200 Mg/ CarCo Anlage | Aktiv 6 h/d | Kompressor | Alle 5 min Druckstoß | 15 m³/d | Quer- strom | |
| 5.2 | Juli 2001 | 33 x 25 x 2,0 | | Aktiv 6 h/d | Kompressor | Alle 4 min Druckstoß | 20 m³/d | Quer- strom | |
| 5.3 | August 2001 | 33 x 25 x 2,0 | | Passiv, ab 07/2002 Reaktivie- rung mittels Absaugung | 4 Lüfter (K11 - K14) | 6 h/d ohne Pause | 1.560 m³/d | Quer- strom | |
| | | | | | 4 Zugverstärker (K15 - K18) | permanent | 3.000 m³/d | | |
| 6.1 | August 2001 | 33 x 25 x 2,0 | 2.200 Mg/ Kompost- Werk | Aktiv 6 h/d | Ventilator | 5 min an / 5 min aus | 8.250 m³/d | Quer- strom | |
| 6.2 | Sept. 2001 | 33 x 25 x 2,0 | | Aktiv 6 h/d | Ventilator | 10 min an / 5 min aus | 11.000 m³/d | Quer- strom | |
| 6.3 | Sept. 2001 | 33 x 25 x 2,0 | | Aktiv 6 h/d | Ventilator | 5 min an / 5 min aus | 8.250 m³/d | Quer- strom | Kamin- Verlängerungen |

7.1 Erster Versuchsschritt

(Prüfung der errechneten Mietenabmessungen und Vergleich der Linienbelüftung (Hauptvariante 1) mit der Querbelüftung (Hauptvariante 2))

7.1.1 Hauptvariante 1, Linienbelüftung

Die Hauptvariante 1 (1. Miete, Schema Abb. 7.1) wurde mit den Abmessungen von 50 m x 20 m x 2,2 m im Juli 2000 aufgesetzt. Die verbaute Abfallmasse aus der Vorbehandlungsanlage in Saleh Abad betrug 1.200 Mg. Der Aufbau erfolgte in drei Schichten: Grobkompost-Unterbau 0,3 m (komprimierter Endzustand), Abfallschicht 1,6 m und Feinkompost-Abdeckung 0,3 m. Jeder Kamin hatte Inliner und horizontale Lufteintrittsöffnungen. Die Belüftung erfolgte passiv. Der Abstand der Rohre betrug 3,5 - 4,0 m. Sie wurde mittig geteilt in die Variante 1 und die Untervariante 1a, für die vom Verfasser eine Ausnahmegenehmigung für eine künstliche Beregnung eingeholt worden war.

7.1.2 Untervariante 1a

Die Mietenhälfte 1a, 25 m lang, wurde nur einmalig künstlich beregnet.

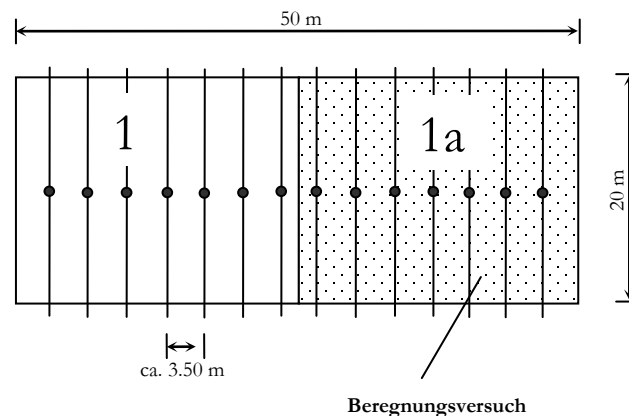


Abbildung 7.1: Schema Variante 1 und 1a

7.1.2.1 Künstliche Beregnung

In der Untervariante 1a (Abb. 7.2) erfolgte während der Intensivrottephase einmalig eine künstliche Beregnung. Für diesen Versuch erteilte O.W.R.C. eine Ausnahmegenehmigung, da der Einsatz von Wasser für die Abfallbehandlung untersagt war. Auf der 400 m² großen Fläche wurden am 22.08.2000 16.000 l Wasser verregnet, d. h. 40 l/m² Mietenoberfläche.

Tabelle 7.2: Wetterdaten vom 22.08.00 um 14.00 Uhr

| Windgeschwindigkeit <i>m/s</i> | Temperatur <i>°C</i> | Effektiver Dampfdruck <i>hPa</i> | Sättigungsdampfdruck <i>hPa</i> |
|-----------------------------------|-------------------------|-------------------------------------|------------------------------------|
| 3 | 34,6 | 20,63 | 37,90 |

Mittels eines einfachen Ansatzes nach *Dalton* besteht zwischen der potentiellen Verdunstung und Differenz von Sättigungsdampfdruck und effektiven Dampfdruck, gemessen jeweils um

14.00 Uhr, ein proportionaler Zusammenhang. In Tabelle 7.2 sind die zur Berechnung notwendigen Wetterdaten aufgezeigt. Mit der unten angeführten *Dalton* - Formel [7.1] ergibt sich für die Verdunstung ein Wert von 7,11 l/m², so dass eine Spende von 32,89 l/m² in der Miete verbleibt.

$$E = \kappa * (e_s - e_e)$$

mit e_s [hPa], e_e [hPa] und κ [mm/hPa]

$$\kappa = (0,13 + 0,094 * v_w) \quad v_w = \text{Windgeschwindigkeit [m/s]} \quad (7.1)$$

Die zweite Mietenhälfte diente als Vergleichsvariante. Eine labortechnische Untersuchung des gerotteten Materials war vor Ort nicht möglich. Beim Abtrag der Miete konnten gravierende Unterschiede zwischen den beiden Teilstücken festgestellt werden. Der beregnete Teil zeigte deutliche anaerobe Bereiche, die schwarze Verfärbungen und einen unangenehmen Geruch aufwiesen. Das Material war sehr feucht und nicht durchgerottet, während im unberegneten Teil ein durchgängig gerottetes Material vorlag. Der neue dreischichtige Mietenaufbau und die dadurch initiierte Eigenbelüftung mittels vertikaler und horizontaler Teilströme erbrachte die angestrebte Qualität. Eine Beregnung war somit verfahrenstechnisch ab diesem Zeitpunkt nicht mehr notwendig. Der Wasserüberschuss, der anfänglich durch den Abfall in die Miete eingebracht wird, ist ausreichend für den gesamten Rotteprozess.



Abbildung 7.2: Beregnungsversuch

Da die befürchtete Austrocknung nicht eintrat, werden die Ergebnisse der Untervariante 1a zusammen mit Variante 1 ausgewertet.

7.1.2 Hauptvariante 2, Querbelüftung

Das Aufsetzen der Hauptvariante 2 (Abb. 7.3), ohne Untervarianten erfolgte im Monat September. Als grundsätzliche Neuerung wurde die Querbelüftung eingesetzt. Der weitere Mietenaufbau entsprach der 1. Hauptvariante. Die Belüftung erfolgte ebenfalls passiv, der Abstand der Rohre betrug 3,5 m - 4,0 m. Die Gesamtmasse des eingebauten Abfalls lag bei 1.200 Mg.

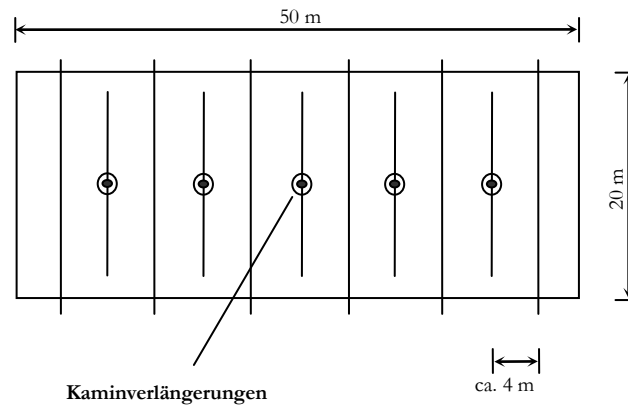


Abbildung 7.3: Schema Hauptvariante 2

7.1.3 Erfolgskontrollen im laufenden Parallelbetrieb

7.1.3.1 Deponietechnische Außenwirkung

Beide Mieten waren während der ganzen Standzeit frei von Vektoren, welche auf dem übrigen Deponiegelände in großer Zahl vorkamen. Sickerwässer traten im Gegensatz zum übrigen Deponiebetrieb nicht aus.

7.1.3.2 Messkriterien nach Abschnitt 6.3

Die Messergebnisse nach den Kriterien des Abschnitts 6.3 sind in Abb. 7.4 für die Hauptvarianten 1 und 2 als Übersicht parallel dargestellt. Es wurden alle Messergebnisse im Original als Punkte dargestellt, so dass die Streubreite ohne rechnerische Glättung vollständig sichtbar ist.

7.1.3.3. Hygieneanforderungen

Hauptvariante 1 erfüllt in allen Messpunkten sowohl in der Deckschicht als auch in der oberen Mietenzone die thermischen Bedingungen der Hygienisierung. Hauptvariante 2 nur etwa zu 2/3. In der unteren Mietenzone und in den Kaminen wird das thermische Kriterium in allen Messpunkten nicht eingehalten. Für eine mögliche Verwertung des Produktes als Kompost liefern beide Varianten nicht die erforderliche Qualität.

7.1.3.4 Abbau- und Stabilisierungsvorgänge

Sauerstoff wird in beiden Mieten nahezu vollständig veratmet. Der Kohlendioxidgehalt weist in allen Bereichen, vor allem in der Anfangsphase, einen so großen Überschuss auf, dass ohne jeden Zweifel umfangreiche anaerobe Vorgänge während der ganzen Beobachtungszeit abliefen. Aus der geringen Methanentwicklung in der ersten Hälfte der Beobachtungszeit ist zu schließen, dass der anaerobe Abbau in der sauren Phase ablief. Als Ursache können Fehler beim Einbau der Belüftungsrohre ausgeschlossen werden, da die Gaszusammensetzungen in allen Kaminen der Linienbelüftung fehlerfrei war, dieselben Arbeitskräfte auch die Querbelüftung verlegt haben und die Charakteristik der Gaszusammensetzung in beiden Varianten gleich war. Unter deutschen Bedingungen, hier Deponie Schwäbisch Hall, fließt aus einem tropfnass aufgesetzten Abfall das überschüssige Wasser ab und der aerobe Abbau setzt dann mit zeitlicher Verzögerung ein (Einzelheiten s. Jourdan 1982). Das Wasser floss auf dem naturdichten Standort der Deponie Teheran nicht ab und der aerobe Abbau wurde in der Basis durch den Einstau verhindert. Daraus folgt, dass der Abfall der Stadt Teheran wesentlich weniger tragfähiges Strukturmaterial enthält als der deutsche Abfall und deshalb die Mietenbasis aus Siebreiten wesentlich erhöht und sowohl die Frischmüllschicht als auch die Abdeckschicht verringert werden müssen. Eine Priorität zwischen Linienbelüftung und Querbelüftung kann aus diesen Ergebnissen nicht abgeleitet werden.

Abbildung 7.4: Var. 1 und Var. 2

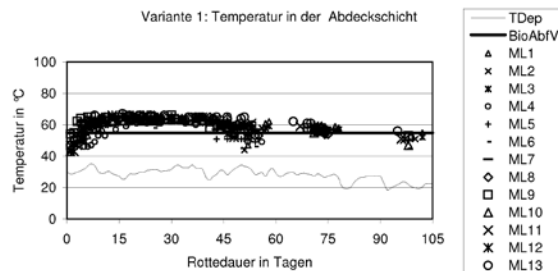
Vergleich der Messergebnisse im laufenden Versuch

H1 - H2 / Blatt: 1

Hauptvariante 1:

Linienbelüftung,

Abmessungen nach rechnerischer Vorermittlung

**Hauptvariante 2:**

Flächige Querbelüftung,

Abmessungen nach rechnerischer Vorermittlung

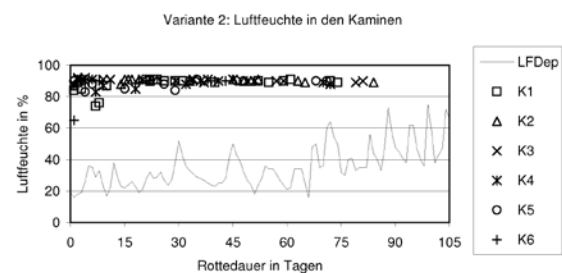
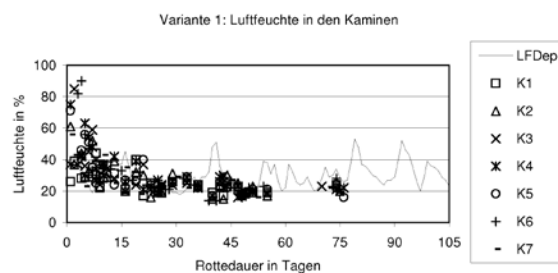
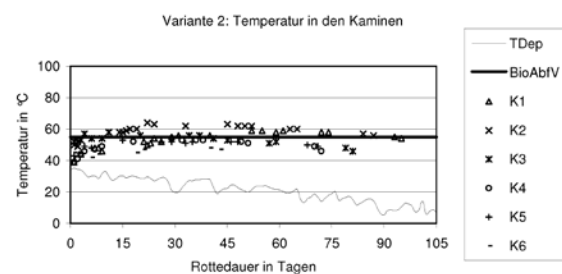
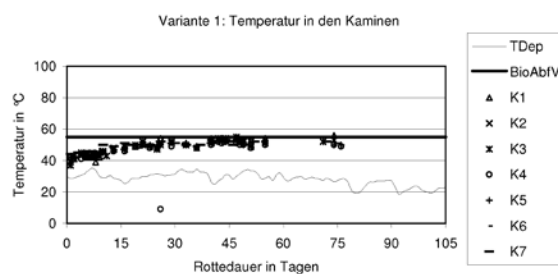
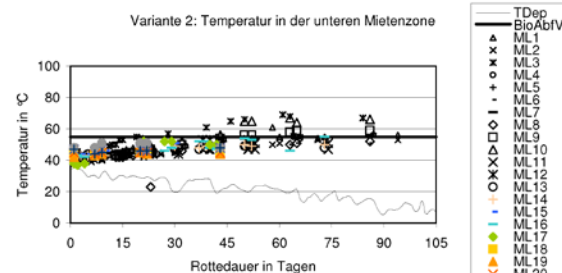
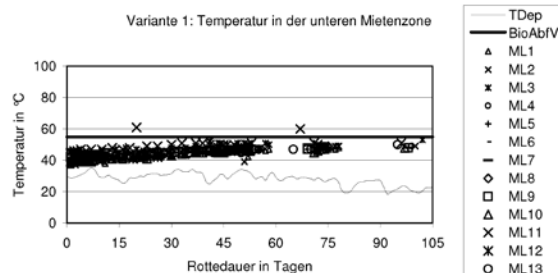
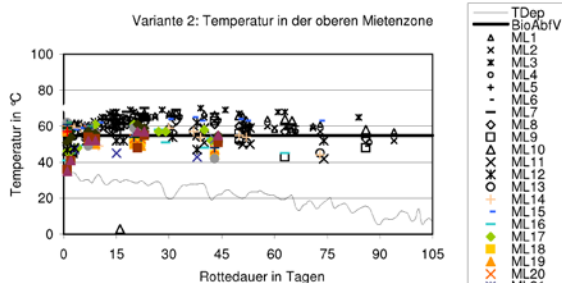
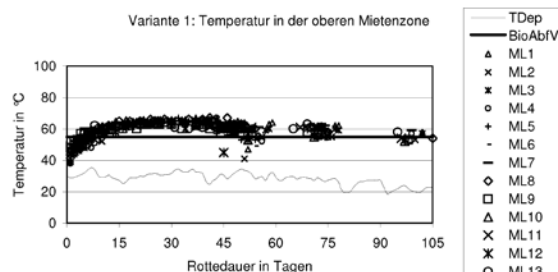
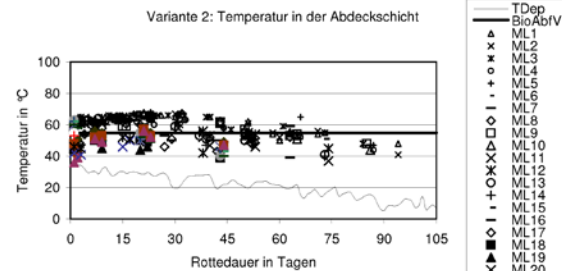


Abbildung 7.4: Var. 1 und Var. 2, Fortsetzung

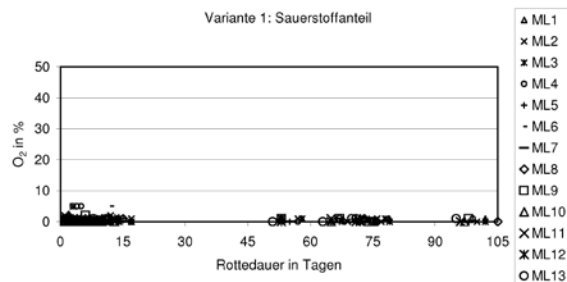
Vergleich der Messergebnisse im laufenden Versuch

H1 - H2 / Blatt: 2

Hauptvariante 1:

Linienbelüftung,

Abmessungen nach rechnerischer Vorermittlung

**Hauptvariante 2:**

Flächige Querbelüftung,

Abmessungen nach rechnerischer Vorermittlung

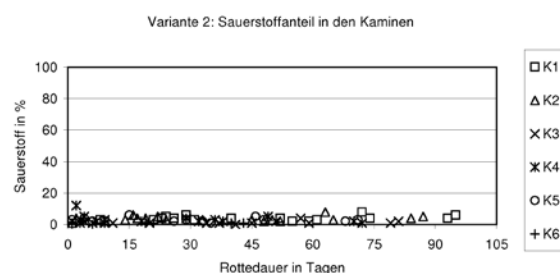
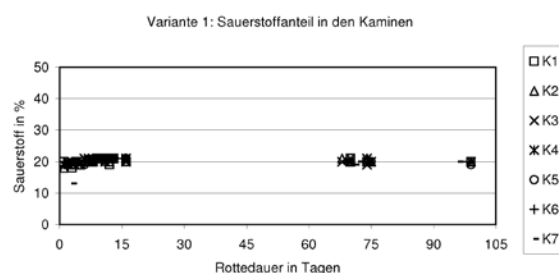
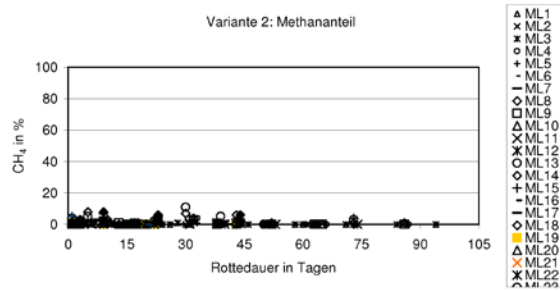
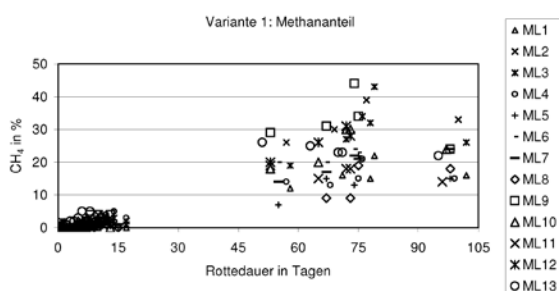
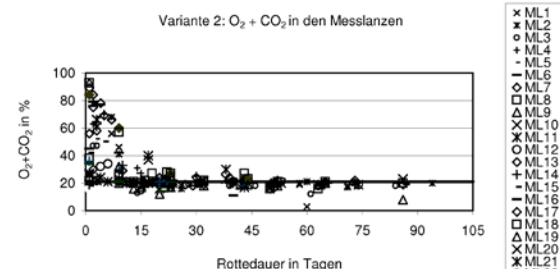
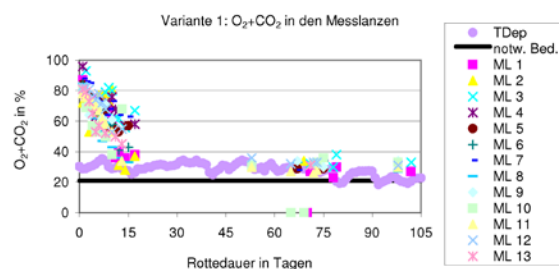
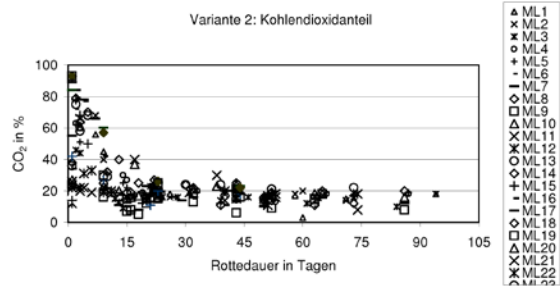
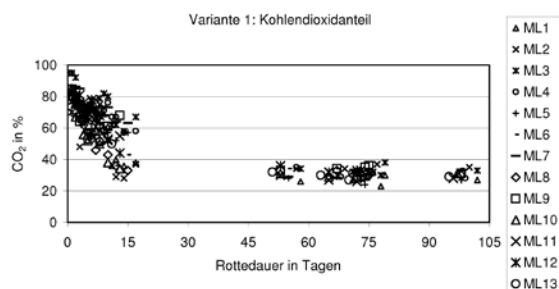
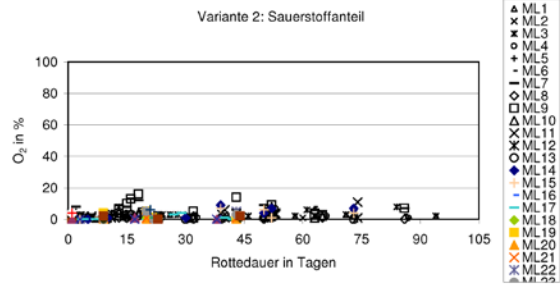


Abbildung 7.4: Var. 1 und Var. 2, Fortsetzung

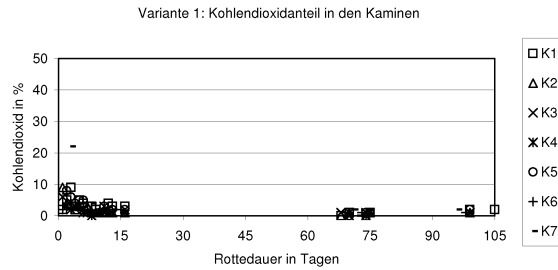
Vergleich der Messergebnisse im laufenden Versuch

H1 - H2 / Blatt: 3

Hauptvariante 1:

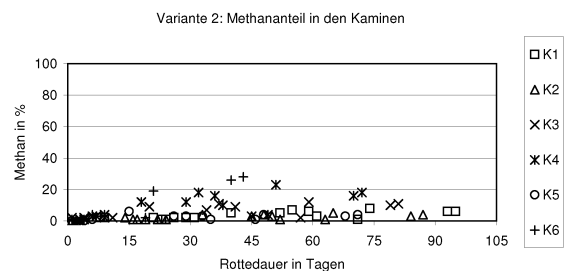
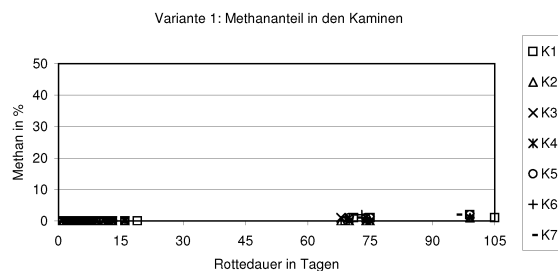
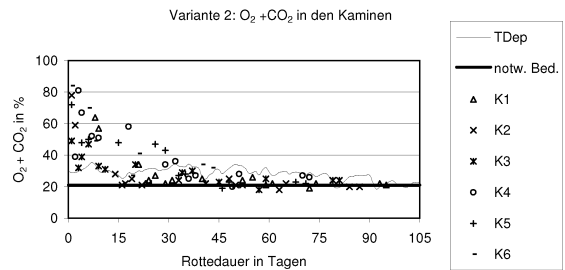
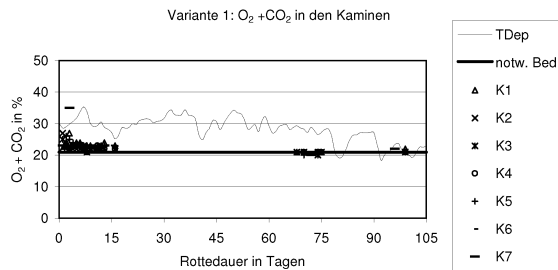
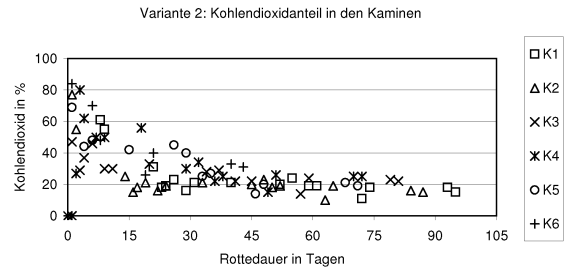
Linienbelüftung,

Abmessungen nach rechnerischer Vorermittlung

**Hauptvariante 2:**

Flächige Querbelüftung,

Abmessungen nach rechnerischer Vorermittlung

**Parameter Medianwerte**

| | |
|---------------------------------------|------------|
| ML - T _A | 58 - 64 °C |
| ML - T _O | 58 - 64 °C |
| ML - T _U | 43 - 50 °C |
| K - T | 49 - 52 °C |
| K - LF | 22 - 25 % |
| ML - O ₂ | 0 - 1 % |
| ML - CO ₂ | 30 - 48 % |
| ML - O ₂ + CO ₂ | 30 - 48 % |
| ML - CH ₄ | 0 - 22 % |
| K - O ₂ | 20 - 21 % |
| K - CO ₂ | 1 - 2 % |
| K - O ₂ + CO ₂ | 21 - 22 % |
| K - CH ₄ | 0% |

Parameter Medianwerte

| | |
|---------------------------------------|------------|
| ML - T _A | 53 - 65 °C |
| ML - T _O | 54 - 68 °C |
| ML - T _U | 46 - 59 °C |
| K - T | 45 - 60 °C |
| K - LF | 89 - 90 % |
| ML - O ₂ | 0 - 7 % |
| ML - CO ₂ | 11 - 24 % |
| ML - O ₂ + CO ₂ | 18 - 24 % |
| ML - CH ₄ | 0 - 5 % |
| K - O ₂ | 1 - 4 % |
| K - CO ₂ | 19 - 44 % |
| K - O ₂ + CO ₂ | 22 - 45 % |
| K - CH ₄ | 3 - 12 % |

7.1.4 Überprüfung möglicher Versickerungen in den Untergrund

Die im Sommer des Jahres 2000 aufgesetzten Rottemieten - Variante 1 und 2 - wurden im Folgejahr abgetragen und abgesiebt. Auf der Fläche unter den Mieten und auf einer unbelasteten Nachbarfläche wurden 6 Schürfe von je 4 m Tiefe angelegt, um den Einfluss des Sickerwassers auf den ungedichteten Untergrund zu analysieren. Eine Veränderung des Untergrundes, die Einwirkungstiefe betrug maximal 30 cm, konnte bei 2 von 4 Schürfen festgestellt werden. In diesen zwei Fällen war eine gräuliche Verfärbung der oberen Horizonte zu erkennen, siehe Abbildung 7.5.

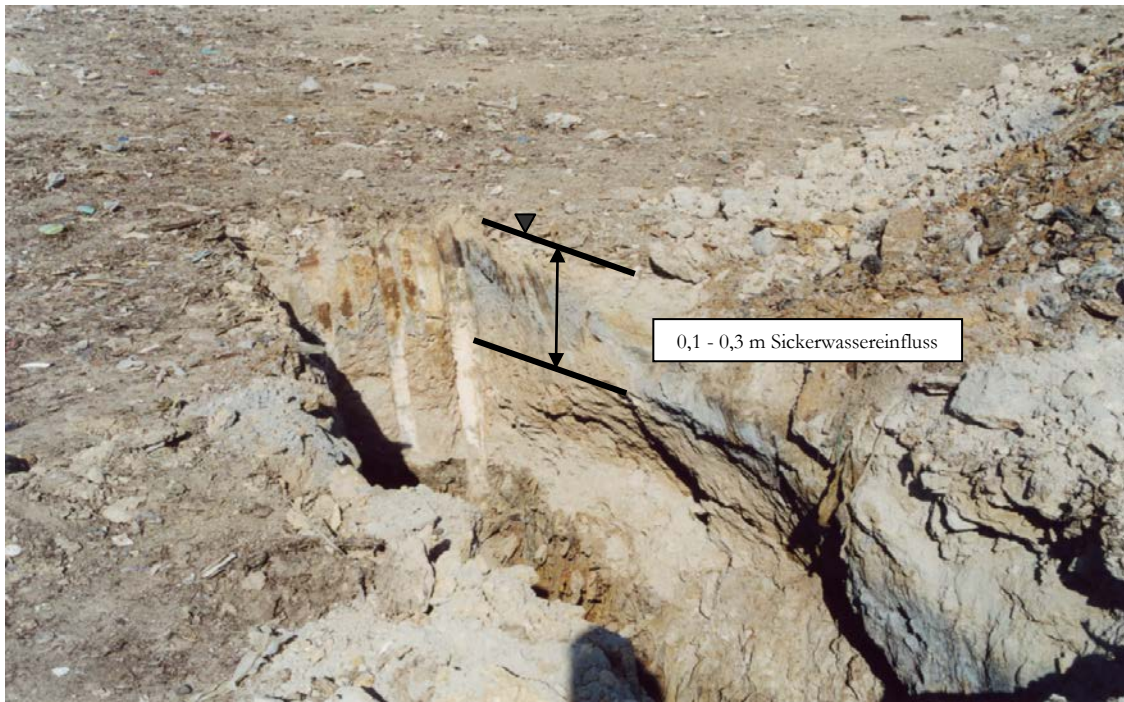


Abbildung 7.5: Eindringen von Sickerwasser in den Oberboden

Dieser Effekt konnte bei den Vergleichsschürfen nicht beobachtet werden. Als mögliche Ursachen kommen in Betracht:

- Sickerwässer aus den angelieferten Abfällen vor deren Einbau, welche oft mehrere Tage dort lagerten und stark entwässerten, da die Technik fehlte oder defekt war, oder
- Sickerwässer aus der Rottemiete, bedingt durch die Kompression der Speicherschicht auf 0,30 m.

Um die im Entwurf abgeschätzte Dicke der Speicherschicht von 0,60 m unter Auflast einhalten zu können und den Gasaustausch zu verbessern, wurde der Mietenaufbau modifiziert. Die Sickerwasserspeicherschicht wurde ab dem Jahr 2001 im Aufbau verdoppelt und die Deckschicht auf 0,20 m verringert. Danach blieb die Belastung des Untergrundes aus. Durch das in Untervariante 4.1 eingebaute Sichtfenster konnte der gesamte Rotteprozess beobachtet werden. Eine Verwässerung des Untergrundes trat nicht ein.

Beim Aushub der Schürfe konnte in einer Tiefe von 3 m ein druckartiger Strahl (25 mm Durchmesser) aus dunklem, stark riechendem Sickerwasser beobachtet werden, der das Loch innerhalb kürzester Zeit bis zur Austrittshöhe flutete. Dieser Effekt trat bei allen 6 Schürfen auf und führt zu der begründeten Vermutung eines gespannten Sickerwasserleiters im Untergrund der Deponie. Dieser wird wahrscheinlich durch die oberhalb der Arbeitsfläche abgelagerten Abfälle (Fukuoka - Verfahren) verursacht.

7.2 Erster Optimierungsschritt (Hauptvariante 3)

(Erhöhung der Speicherschicht, Verringerung der Rotteschicht und der Abdeckung, Vergleich von Linien- und Querbelüftung (Schema s. Abb. 7.6))

Um die Qualität der Ergebnisse zu verbessern, erfolgten in den 2001 aufgesetzten Mieten vier Veränderungen:

- Nutzung des Einbaumaterials aus der mobilen CarCo Anlage bzw. dem Kompostwerk.
- Erhöhung der Schichtstärke für den Grobkompost-Unterbau von 0,3 m auf 0,6 m Höhe unter Auflast, Verringerung der Abfallschicht von 1,6 m auf 1,2 m und Reduktion der Feinkompost-Abdeckung von 0,3 m auf 0,2 m.
- Verkürzung der Rohrabstände auf 2,5 m bis 3,0 m.
- Einsatz neuer Maschinen zum Mietenbau: Ersetzen des Baggers durch einen Radlader.

7.2.1 Untervariante 3.1

Die erste Hälfte von Hauptvariante 3 wurde als Untervariante 3.1 nach dem Kaminzugverfahren Schwäbisch Haller Modell (Linienbelüftung) aufgebaut. Sie stimmt mit der Grundstruktur von Variante 1 überein. Ihre Abmessungen sind 100 m x 25 m x 2 m.

7.2.2 Untervariante 3.2

Die zweite Hälfte wurde als Untervariante 3.2 mit Querbelüftung analog Variante 2 mit den Abmessungen der Untervariante 3.1 aufgebaut. Somit war ein direkter Vergleich möglich, um die Wirksamkeit der vier Modifikationen zu belegen. Sie wurde im Mai des Jahres 2001 aufgesetzt und ist passiv belüftet. Das in dieser Miete verbaute Material beträgt 2.200 Mg und stammt aus der CarCo Anlage sowie dem Kompostwerk.

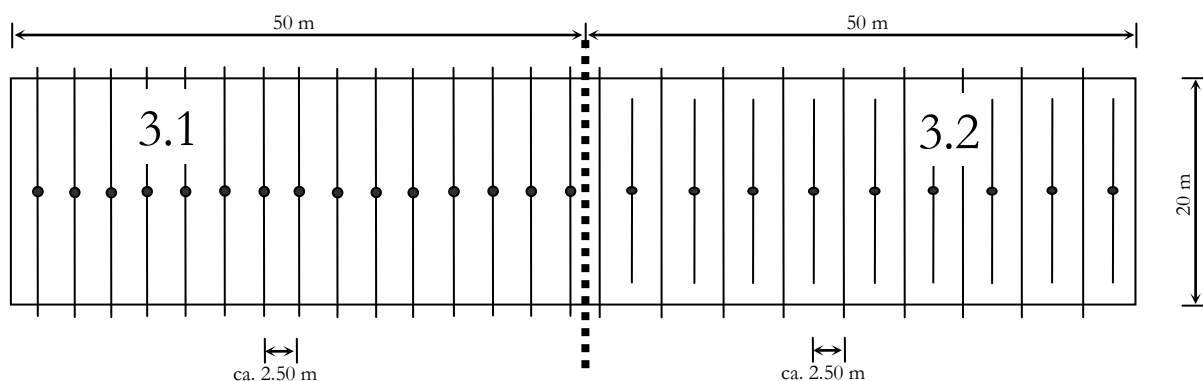


Abbildung 7.6: Schema der Hauptvariante 3 mit den Untervarianten 3.1 und 3.2

7.2.3 Ergebniskontrolle im laufenden Parallelbetrieb

7.2.3.1 Deponietechnische Außenwirkung

Die Mieten blieben trotz der geringeren Abdeckung frei von Vektoren, die nach wie vor auf der Deponie in Teheran in großer Zahl vorhanden waren. Sickerwasser floss erwartungsgemäß nicht ab.

7.2.3.2 Messkriterien nach Abschnitt 6.3

Die Ergebnisse nach den Kriterien des Abschnitts 6.3 sind für die Untervarianten 3.1 und 3.2 in Abb. 7.7 parallel als Übersicht dargestellt.

7.2.3.3 Hygiene

Deckschicht und obere Zone erfüllen in Hauptvariante 3 vollständig die thermischen Hygienisierungsbedingungen. Für einen Deponiebetrieb ist das ausreichend. In der unteren Mietenzone erreicht die Linienbelüftung (Untervariante 3.1) die Hygienebedingungen zur Verwertung eindeutig nicht. Die Querbelüftung (Untervariante 3.2) nähert sich der Bedingung an. Deren Kaminabluft (= Tropfkörperabluft aus der Basis) hält ebenfalls die Hygienebedingungen ein.

7.2.3.4 Aerober Abbau und Stabilisierung

Der Sauerstoff wird in der ganzen Hauptvariante 3 nahezu vollständig veratmet. Die hohen Kohlendioxidkonzentrationen vor allem in der Anfangsphase und die Methanproduktion während der ganzen Untersuchungszeit weisen trotz der deutlich thermophilen Reaktionsanteile ausgeprägte anaerobe Abbauvorgänge nach.

7.2.3.5 Folgerungen für die weitere Optimierung

Die Änderung des Mietenaufbaus war deutlich wirksam, aber noch nicht ausreichend, um einen störungsfreien aeroben Betrieb zu erreichen. Da die Querbelüftung einer ausreichend gasdurchlässigen Basis nicht zur vorzeitigen Austrocknung dieser Zone führte (vgl. Feuchte der Kaminabluft Untervariante 3.2) und günstigere Temperaturentwicklungen in der unteren Mietenzone ermöglichte als die Linienbelüftung, wird sie als Belüftungsmethode für die weiteren Optimierungsversuche gewählt. Die folgenden Optimierungsmaßnahmen zielen auf eine bessere Belüftung der Basis vorrangig in der Anfangsphase der Ablagerung ab. Im Folgeschritt, Hauptvariante 4, wird eine aktive technische Hilfsmaßnahme mit der Erhöhung des passiven Kaminzugs, durch Verlängerung der Kamine, verglichen.

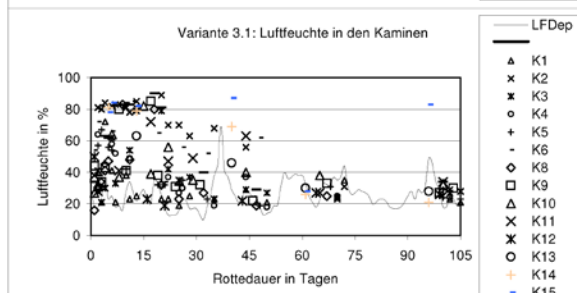
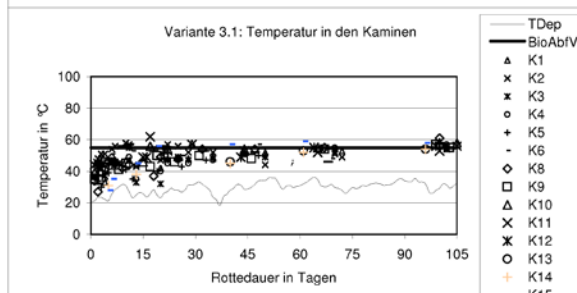
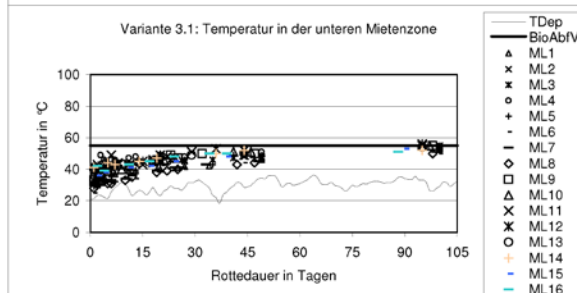
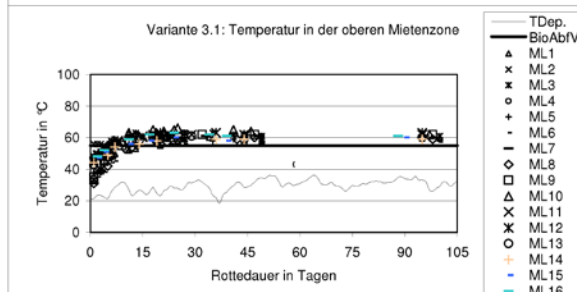
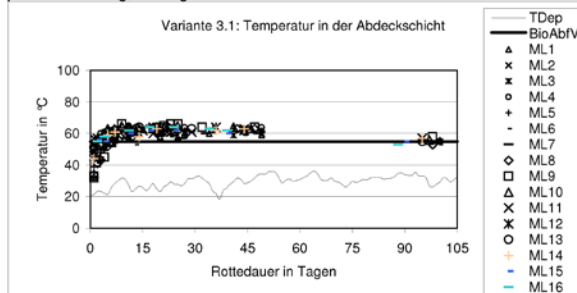
Abbildung 7.7: Untervarianten 3.1 und 3.2

Vergleich der Messergebnisse im laufenden Versuch

H3.1 - H3.2 / Blatt: 1

Hauptvariante 3.1:

Folgerungen aus den Ergebnissen aus den Varianten 1 und 2,
Erhöhung der Speicherschicht und Verringerung der Frischmüllschicht,
Linienbelüftung, analog Variante 1

**Hauptvariante 3.2:**

Folgerungen aus den Ergebnissen aus den Varianten 1 und 2,
Erhöhung der Speicherschicht und Verringerung der Frischmüllschicht,
Querbelüftung, analog Variante 2

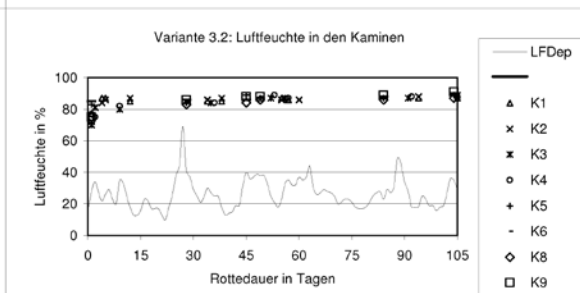
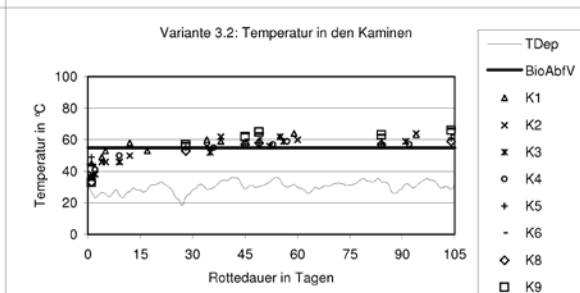
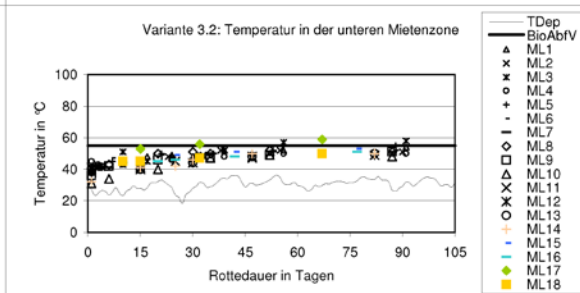
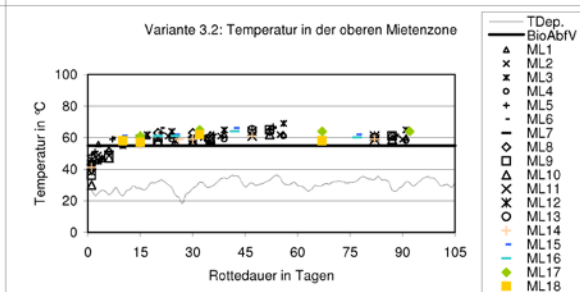
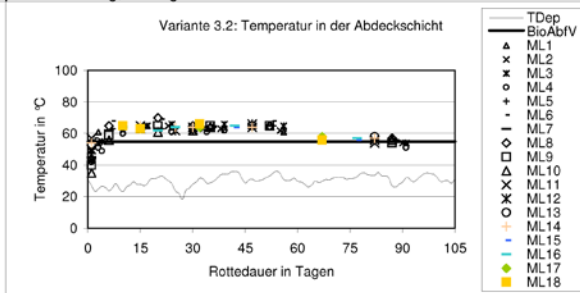


Abbildung 7.7: Untervarianten 3.1 und 3.2, Fortsetzung

Vergleich der Messergebnisse im laufenden Versuch

H3.1 - H3.2 / Blatt: 2

Hauptvariante 3.1:

Folgerungen aus den Ergebnissen aus den Varianten 1 und 2,
Erhöhung der Speicherschicht und Verringerung der Frischmüllschicht,
Linienbelüftung, analog Variante 1

Hauptvariante 3.2:

Folgerungen aus den Ergebnissen aus den Varianten 1 und 2,
Erhöhung der Speicherschicht und Verringerung der Frischmüllschicht,
Querbelüftung, analog Variante 2

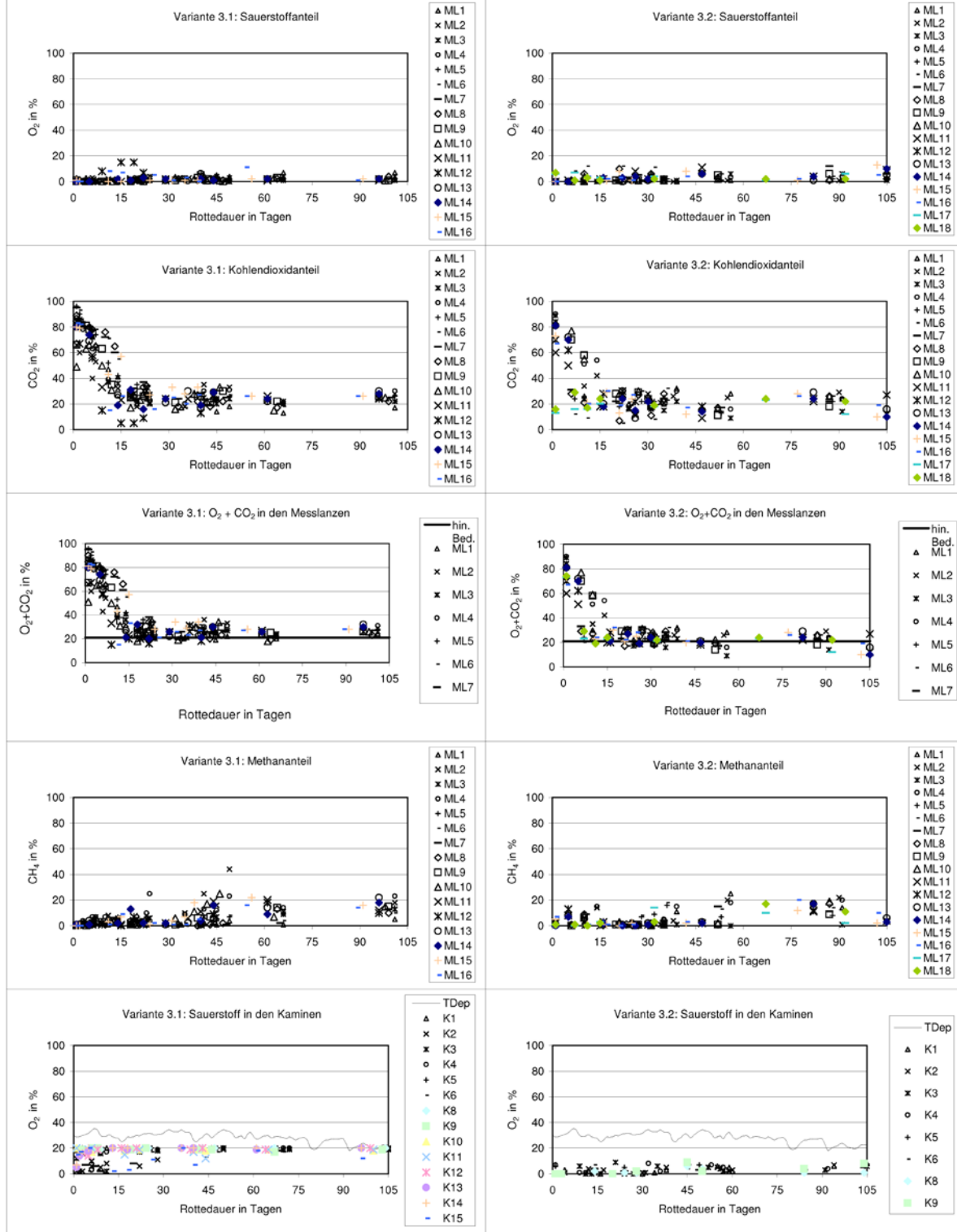


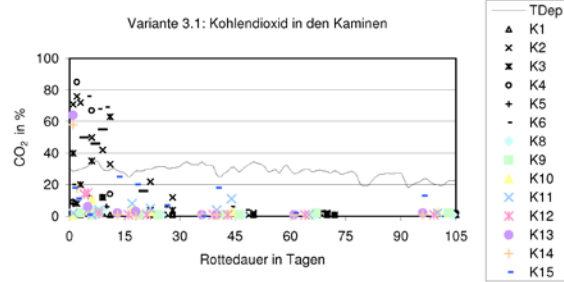
Abbildung 7.7: Var. 3.1 und Var. 3.2, Fortsetzung

Vergleich der Messergebnisse im laufenden Versuch

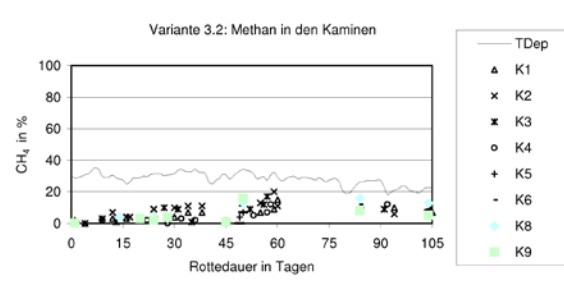
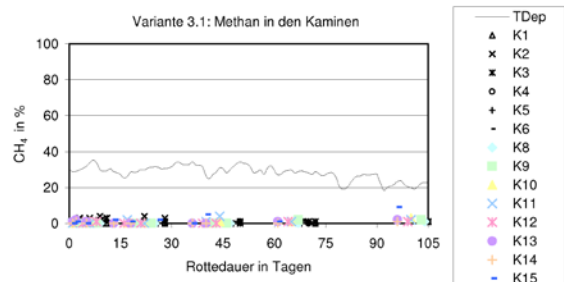
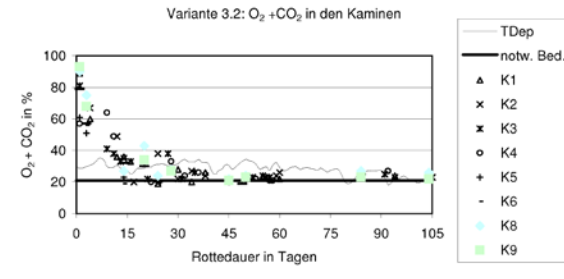
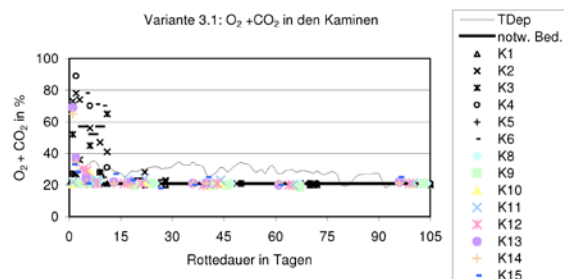
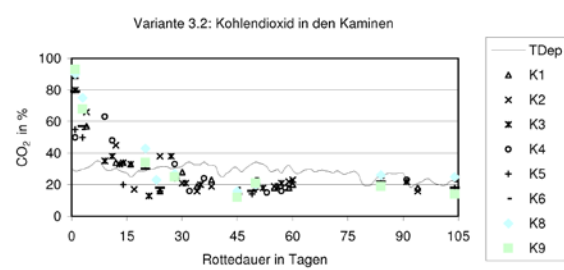
H3.1 - H3.2 / Blatt: 3

Hauptvariante 3.1:

Folgerungen aus den Ergebnissen aus den Varianten 1 und 2,
Erhöhung der Speicherschicht und Verringerung der Frischmüllschicht,
Linienbelüftung, analog Variante 1

**Hauptvariante 3.2:**

Folgerungen aus den Ergebnissen aus den Varianten 1 und 2,
Erhöhung der Speicherschicht und Verringerung der Frischmüllschicht,
Querbelüftung, analog Variante 2



| Parameter | Medianwerte |
|---------------------------------------|-------------|
| ML - T _A | 58 - 64 °C |
| ML - T _O | 55 - 64 °C |
| ML - T _U | 38 - 48 °C |
| K - T | 45 - 54 °C |
| K - LF | 25 - 68 % |
| ML - O ₂ | 1 - 2 % |
| ML - CO ₂ | 20 - 33 % |
| ML - O ₂ + CO ₂ | 22 - 34 % |
| ML - CH ₄ | 1 - 10 % |
| K - O ₂ | 15 - 20 % |
| K - CO ₂ | 1 - 7 % |
| K - O ₂ + CO ₂ | 20 - 23 % |
| K - CH ₄ | 0 - 1 % |

| Parameter | Medianwerte |
|---------------------------------------|-------------|
| ML - T _A | 61 - 65 °C |
| ML - T _O | 58 - 64 °C |
| ML - T _U | 44 - 51 °C |
| K - T | 54 - 64 °C |
| K - LF | 85 - 88 % |
| ML - O ₂ | 0 - 4 % |
| ML - CO ₂ | 14 - 28 % |
| ML - O ₂ + CO ₂ | 18 - 29 % |
| ML - CH ₄ | 0 - 9 % |
| K - O ₂ | 1 - 5 % |
| K - CO ₂ | 21 - 26 % |
| K - O ₂ + CO ₂ | 24 - 27 % |
| K - CH ₄ | 3 - 11 % |

7.3 Zweiter Optimierungsschritt (Hauptvariante 4)

(Erhöhung des Gasaustauschs durch technische Hilfsmittel, Vergleich zwischen Druck- und Zugerhöhung)

Der Aufbau von Hauptvariante 4 (Schema Abb. 7.8), ebenfalls in zwei Untervarianten geteilt, erfolgte mittels Querbelüftung analog Untervariante 3.2. In Untervariante 4.1 wurde die Zuluft mit einem permanent arbeitenden Ventilator verstärkt, bei Untervariante 4.2 erfolgte eine Verlängerung der Abluftkamine um dadurch den Druck auf der Abluftseite zu verringern. Die Sonne heizt den Kamin auf mehr als 60 °C auf. Im Juni 2001 begann das Aufsetzen, die eingebaute Masse betrug 2.200 Mg Lieferanten waren die CarCo Anlage sowie das Kompostwerk.

7.3.1 Untervariante 4.1

Aktive Belüftung: Mittels einem Ventilator, an dem jedoch nur fünf Stränge angeschlossen werden konnten, erfolgte die Belüftung. Dieser Fakt sowie die nichtveränderlichen Rohrabstände führten zu einem Systemwechsel nach 33 m Länge. Die tägliche Belüftung erfolgte für sechs Stunden, wofür ein Ventilator mit einer Leistung von 11.000 m³/h zur Verfügung stand. Durch die hohen Verluste der provisorischen Testanlage wurde dieser Wert, aufgrund von strömungstechnischen Erfahrungen, um 75 % abgemindert. Die Leistung lag somit bei 16.500 m³/d. Kurzzeitige Ausfälle gab es durch den Stillstand des Generators bei Reparaturen.

Wasserbewegungen: Ein in diesem Mietenabschnitt installierter Beobachtungsglaskasten ermöglichte unmittelbare Einblicke in das Innere (Abb. 7.9). So konnte die Wechselwirkung zwischen dem Abbauprozess und zugehöriger Volumenreduktion visuell verfolgt werden.

7.3.2 Untervariante 4.2

Zugerhöhung:

Im passiv belüfteten Abschnitt 4.2 der Variante 4 wurden die Kamine von ca. 0.1 m Länge auf zirka 1 m verlängert.

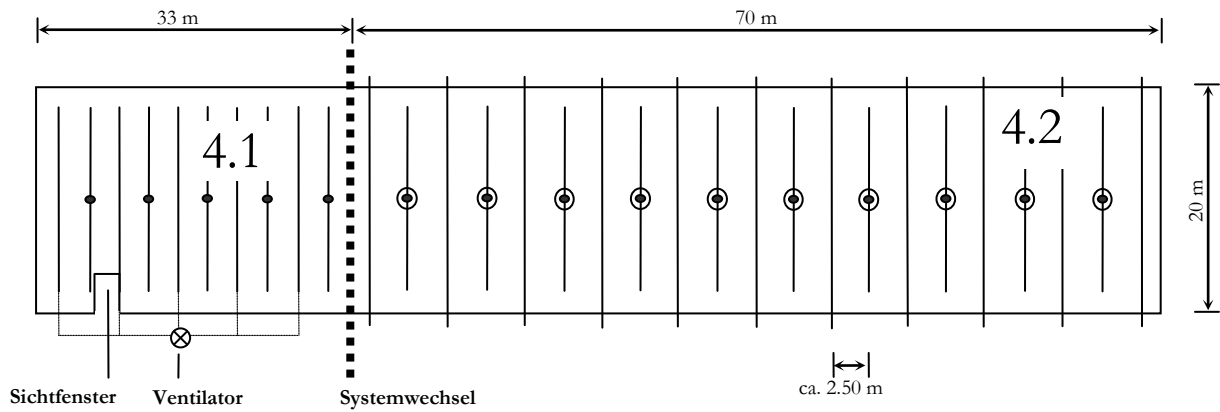


Abbildung 7.8: Schema Hauptvariante 4 mit den Untervarianten 4.1 und 4.2



Abbildung 7.9: Demonstration des Gas- und Wasserhaushalts im dreischichtigen Aufbau der Miete

7.3.3 Ergebniskontrolle im laufenden Parallelbetrieb

7.3.3.1 Deponietechnische Außenwirkung

Die störungsfreie Außenwirkung der Varianten 1 bis 3 wurde in Variante 4 trotz der geringen Abdeckung zuverlässig wiederholt. Im Sichtfenster der Untervariante 4.1 konnte demonstriert werden, dass die Speicherwirkung der Unterschicht völlig ausreicht, die Sickerwässer der Startphase aufzunehmen und auch in der Endphase nicht austrocknet. Im frischen Abfall traten weder trockene Bereiche noch anaerobe Vernässungszonen auf.

7.3.3.2 Messkriterien nach Abschnitt 6.3

Die Ergebnisse nach den Kriterien des Abschnitts 6.3 sind für die Varianten 4.1 und 4.2 in Abb. 7.10 als Übersicht parallel dargestellt.

7.3.3.3 Hygiene

Die deponietechnischen Hygienebedingungen werden sowohl in der Deckschicht als auch in der oberen Mietenzone sicher eingehalten mit erkennbarem Vorteil durch die Ventilatorwirkung in Untervariante 4.1. In den Kaminen stellt nur die Ventilatorwirkung die Hygiene in der Tropfkörperabluft sicher. Eine Austrocknung der Basis ist in der Abluftfeuchte nicht erkennbar. Die thermische Hygieneanforderung für eine Verwertung wird mit Ventilatorwirkung (Untervariante 4.1) in diesem Versuch erstmals erreicht. Die verstärkte Passivbelüftung (Verstärkung der Zugwirkung, Untervariante 4.2) nähert sich den Hygienebedingungen, erreicht sie aber nicht zuverlässig.

7.3.3.4 Aerober Abbau und Stabilisierung

Die Messlanzen im technisch belüfteten Teil (Untervariante 4.1) enthalten in erheblichem Umfang freien Sauerstoff. Das System hat also deutliche Reserven. Die Messlanzen im Abschnitt mit verbesserter passiver Belüftung (Untervariante 4.2) enthalten ebenfalls teilweise freien Sauerstoff. In den meisten Messstellen ist am Ende der Beobachtungszeit kein freier Sauerstoff nachweisbar. Die Verstärkung der Passivbelüftung hat also keine Reserven für den aeroben Abbau. Aus den Konzentrationen des Kohlendioxids ist im Vergleich zum Sauerstoff zu schließen, dass sich auch in den Zonen mit hoher Reserve des Sauerstoffs (Untervariante 4.1) noch umfangreiche anaerobe Zonen befanden. Im Abschnitt mit verbesserter Passivbelüftung (Untervariante 4.2) war das zu erwarten. Der wesentliche Unterschied zwischen den anaeroben Reaktionen zwischen technischer Belüftung und Passivbelüftung ist aus dem Vergleich zwischen den Kohlendioxid- und den Methankonzentrationen erkennbar: Die saure Phase (hoher Kohlendioxidanteil im Vergleich zum Methan) ist im technisch belüfteten Abschnitt (Untervariante 4.1) auf wenige Tage beschränkt im Gegensatz zur ausgedehnten sauren Phase im passiv belüfteten Teil. Aus dem Vergleich der Gase in den Kaminen kann geschlossen werden, dass vor allem in der Basis die anaeroben sauren Zonen lange anhalten, also die Wirkung der Querlüftung besonders wichtig für den Erfolg ist.

7.3.3.5 Folgerungen für die weitere Optimierung

Durch den Einsatz einer technischen Unterstützung des Gasaustausches vor allem in der Startphase ist das Ziel der Verwertung nachweislich erreichbar. Die Verbesserungen einer passiven Belüftung reichen nicht aus, die aeroben Abbauvorgänge vor allem in der Startphase sicherzustellen. Die nächsten Schritte sind deshalb auf eine Optimierung der technischen Starthilfen ausgerichtet. Das System der Passivbelüftung wird als Vergleichskontrolle fortgeführt.

Abbildung 7.10: Untervarianten 4.1 und 4.2

Vergleich der Messergebnisse im laufenden Versuch

H4.1 - H4.2 / Blatt: 1

Hauptvariante 4.1:

Folgerungen aus den Ergebnissen aus den Varianten 3.1 und 3.2,
Verstärkung des Luftaustausches mit technischen Hilfsmitteln,
Erhöhung der Luftzufuhr mittels Ventilator

Hauptvariante 4.2:

Folgerungen aus den Ergebnissen aus den Varianten 3.1 und 3.2,
Verstärkung des Luftaustausches mit technischen Hilfsmitteln,
Erhöhung der Zugleistung der Abluftkamine durch Verlängerung

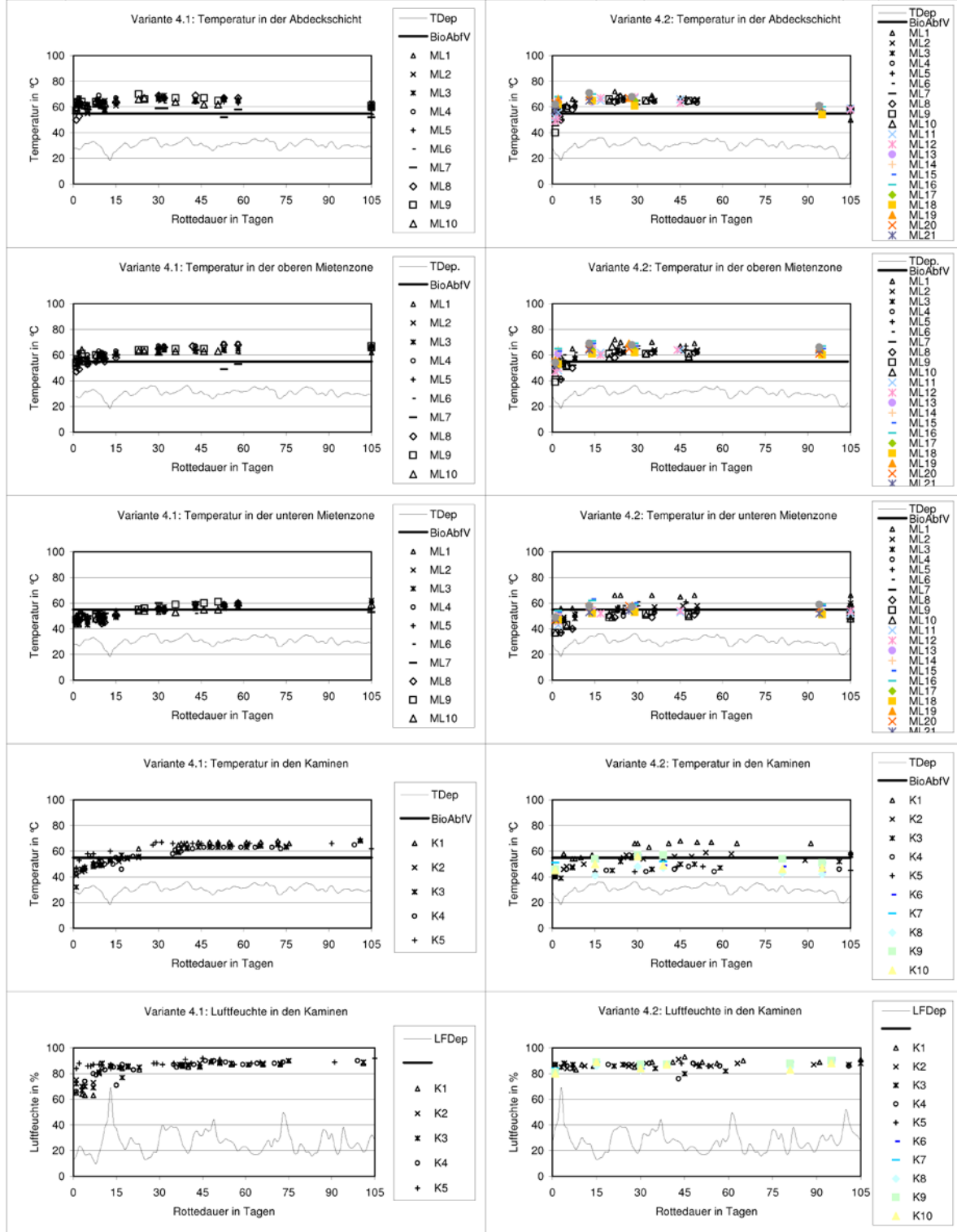


Abbildung 7.10: Untervarianten 4.1 und 4.2, Fortsetzung

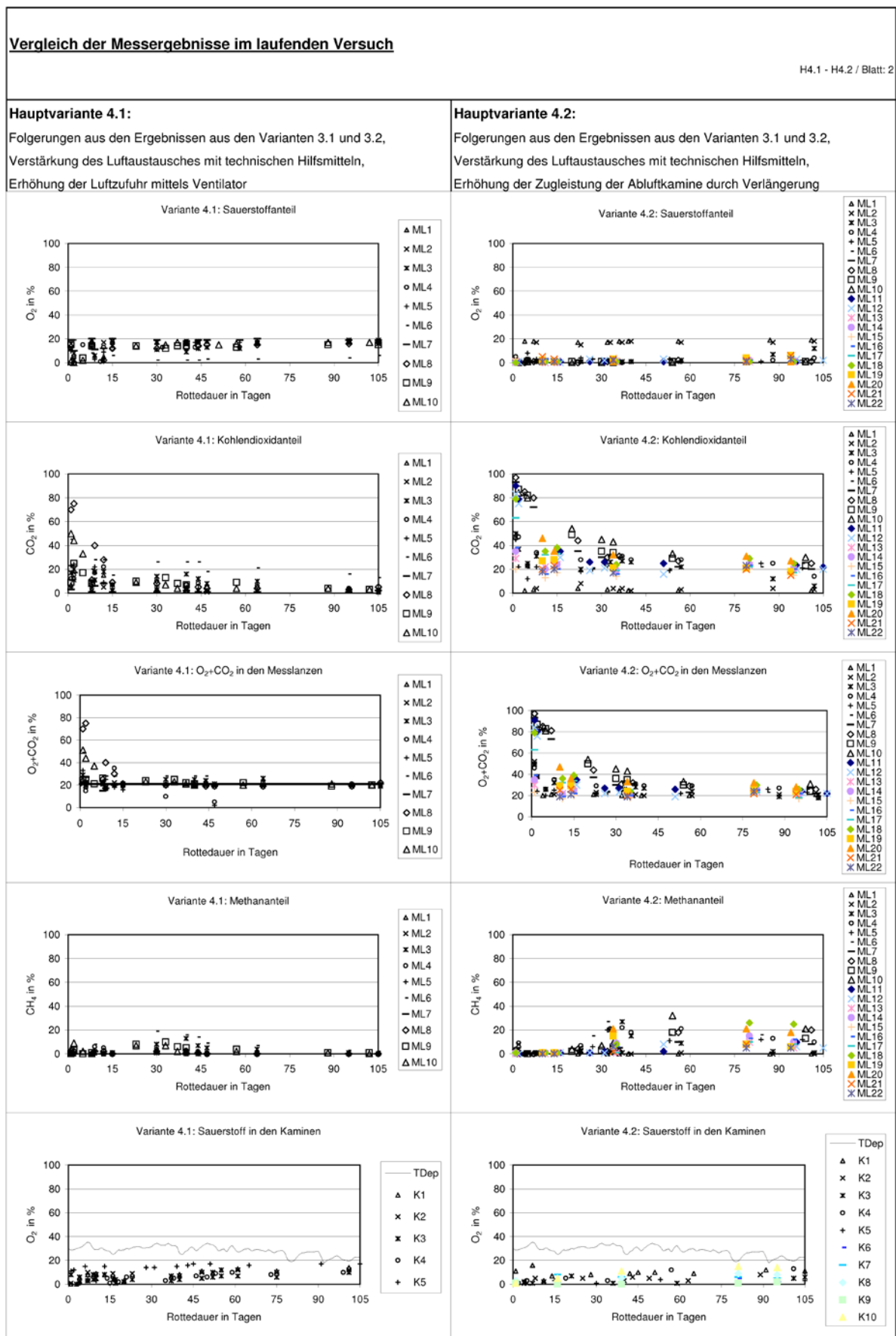
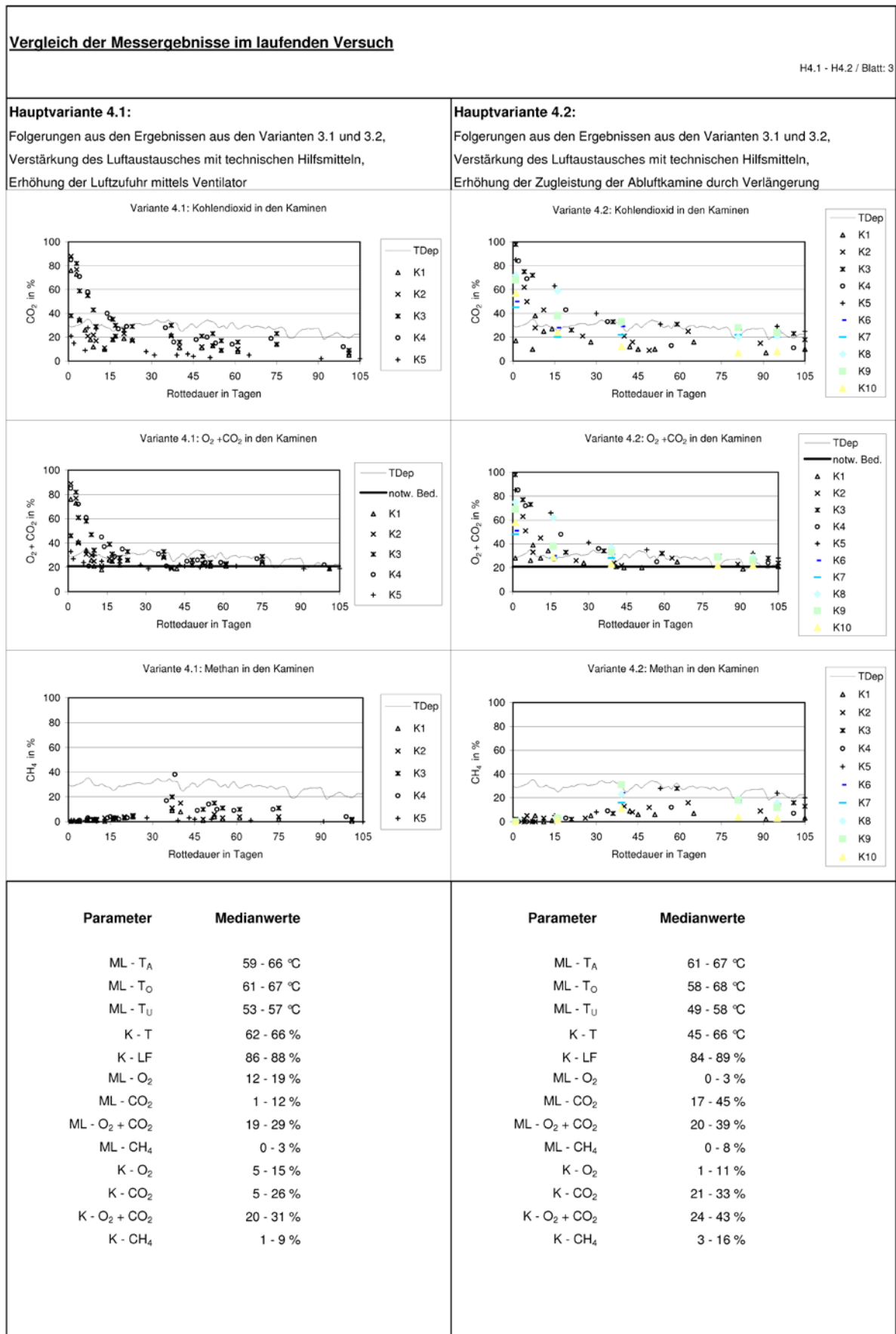


Abbildung 7.10: Untervarianten 4.1 und 4.2, Fortsetzung



7.4 Dritter Optimierungsschritt (Hauptvariante 5)

(Druckerhöhung, Vergleich unterschiedlicher Druckleistungen)

Hauptvariante 5 ist dreigeteilt, wobei Kompressoren mit unterschiedlicher Leistung als Starthilfe für die Querlüftung in zwei Untervarianten zum Einsatz kamen und die dritte Untervariante mit passiver Querbelüftung als Vergleichsvariante diente. Sie wurde von Juli bis August 2001 errichtet und 2.200 Mg Abfall aus der mobilen CarCo Anlage in Kahrizak eingebaut.

7.4.1 Untervariante 5.1

Sie umfasst ein Viertel der Gesamtlänge. Zur aktiven Belüftung diente ein Kompressor, der diesen Abschnitt in bestimmten Zeitintervallen, gesteuert durch ein Magnetventil, mit Hochdruck belüftete. Zur Berechnung der in die Miete eingebrachten Luftmenge wurden die in Tabelle 7.3 erfassten Daten genutzt.

7.4.2 Untervariante 5.2

Für die aktive Belüftung kam in diesem Abschnitt ebenfalls ein Kompressor zum Einsatz. Druck- und Zeitangaben sind in Tabelle 7.3 angegeben, alle anderen Parameter stimmen mit denen von Untervariante 5.1 überein.

Die bei den Untervarianten 5.1 und 5.2 eingesetzten Kompressoren hatten einen 100 l Tank und ihre maximale Druckleistung betrug 12 bar. Nach einem Monat fielen beide Kompressoren aus, ein Neukauf scheiterte wegen fehlender finanzieller Mittel. Da die Belüftungsrohre dieser Varianten innerhalb der Miete endeten, führte dies zu einer erheblichen Behinderung der Zuluft, die bei der Auswertung zu berücksichtigen ist. Für den Vergleich mit der Passivbelüftung (Untervariante 5.3) ist allein die Anfangsphase maßgebend.

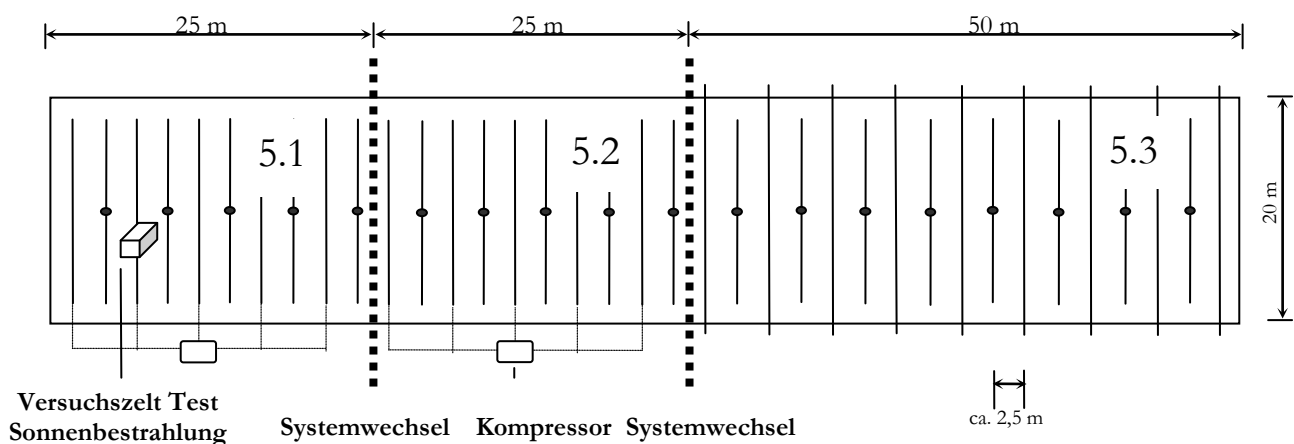


Abbildung 7.11: Schema der Hauptvariante 5 mit den Untervarianten 5.1, 5.2 und 5.3

Tabelle 7.3: Kompressorspezifikationen

| | p Anfang | p Ende | t zu | t auf | Intervalle/Stunde | Luftmenge/Intervall |
|-------------------|--------------------|---------------|-------------|--------------|--------------------------|----------------------------|
| Untervariante 5.1 | 9 bar | 4 bar | 5 min | 25 sec | 11 | 225 l |
| Untervariante 5.2 | 7 bar | 3 bar | 4 min | 20 sec | 14 | 233 l |

Ein weiterer Untersuchungsschwerpunkt war das Temperaturverhalten in der Abdeckschicht unter Ausschluss von Sonneneinstrahlung. Eine zeltähnliche Abdeckung verhinderte die direkte Sonneneinwirkung.

7.4.3. Untervariante 5.3

Um den direkten Vergleich mit der passiven Querlüftung in einer Miete vornehmen zu können, erfolgten in diesem Teilabschnitt weder eine aktive Belüftung noch eine Verlängerung der Kamine. Nach 12 Monaten Standzeit hatte sich starker Geruch aus anaeroben Prozessen entwickelt. Da optisch keine Veränderungen (Setzungen) der Miete zu erkennen waren, wurde eine Reaktivierung durch Erhöhung der Zugwirkung mittels elektrischer Lüfter (Kamine 11 bis 14) und Zugverstärker (Kamine 15 bis 18) versucht. Ursachen für das Stagnieren des Rotteprozesses waren:

- Zu geringer Strukturgehalt der angelieferten Abfälle,
- zu starke Verdichtung beim Mietenaufsetzen und
- eine überdimensionierte Abdeckschicht.

7.4.4 Ergebniskontrolle im laufenden Parallelbetrieb

7.4.4.1 Deponietechnische Außenwirkung

Erfolgreich wie in allen vorausgegangene Varianten.

7.4.4.2 Messkriterien nach Abschnitt 6.3

Die Ergebnisse nach den Kriterien des Abschnitts 6.3 sind für die Untervarianten 5.1 bis 5.3 in Abb. 7.12 parallel als Übersicht dargestellt.

7.4.4.3 Hygiene

Die thermischen Kriterien wurden von der Hauptvariante 5 für die Deponietechnik vollständig erreicht. Für die Verwertung wurde sie in allen Bereichen unabhängig von der technischen Unterstützung knapp erreicht. Die Reaktivierung der aeroben Vorgänge durch den Einsatz von Ventilatoren war erfolgreich, setzt aber sehr korrosionsbeständige Geräte voraus. Diese Maßnahme ist deshalb nur als Notmaßnahme geeignet.

7.4.4.4 Aerober Abbau und Stabilisierung

Anzeichen für die Austrocknung der Basis waren in den Kaminen nicht erkennbar. Die Gaszusammensetzungen weisen keine Verbesserungen im Vergleich zur Hauptvariante 4 nach. Die Unterstützung mit Hilfe des Ventilators (Untervariante 4.1) im Vergleich zur parallel laufenden Passivbelüftung (Untervariante 4.2) war deutlich nachweisbar, während die Starthilfe der Kompressoren (Untervariante 5.1 u. 5.2) im Vergleich zur parallel laufenden Passivbelüftung (Untervariante 5.3) nicht erkennbar war. Da eine Starthilfe mittels Kompressor wesentlich aufwändiger ist als der Einsatz eines Ventilators, wird im nächsten Optimierungsschritt die Starthilfe mit Ventilatoren optimiert und der Einsatz von Kompressoren nicht weiter fortgesetzt.

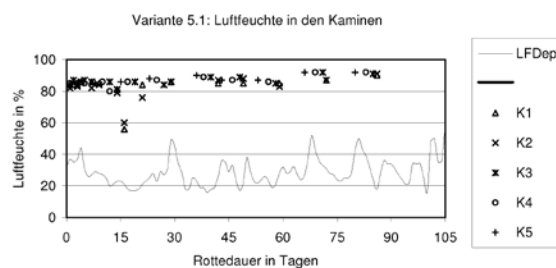
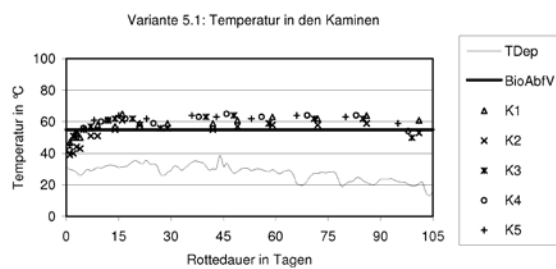
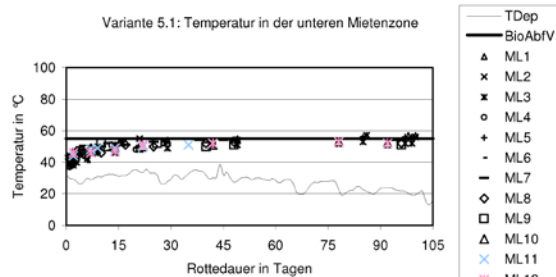
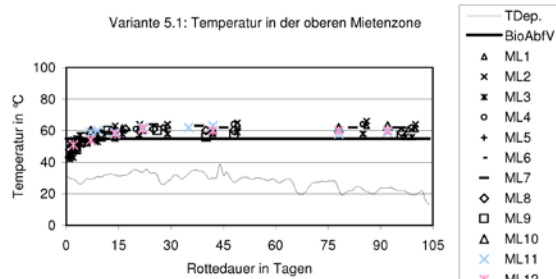
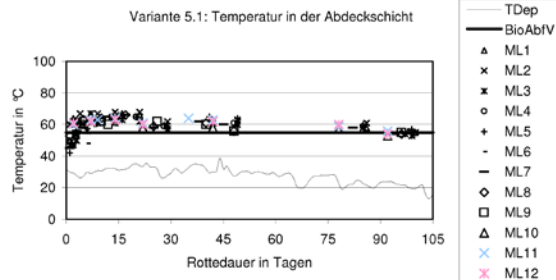
Abbildung 7.12: Untervarianten 5.1 und 5.2

Vergleich der Messergebnisse im laufenden Versuch

H5.1 - H5.2 / Blatt: 1

Hauptvariante 5.1:

Folgerungen aus den Ergebnissen aus den Varianten 4.1 und 4.2,
 Weitere Erhöhung des Luftaustausches mit unterschiedlicher Leistung,
 Zuluftkompressor, 9 bar, 11 Intervalle pro Stunde

**Hauptvariante 5.2:**

Folgerungen aus den Ergebnissen aus den Varianten 4.1 und 4.2,
 Weitere Erhöhung des Luftaustausches mit unterschiedlicher Leistung,
 Zuluftkompressor, 7 bar, 14 Intervalle pro Stunde

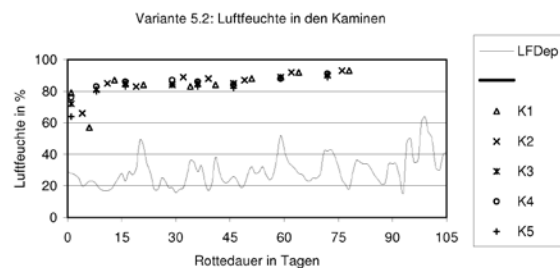
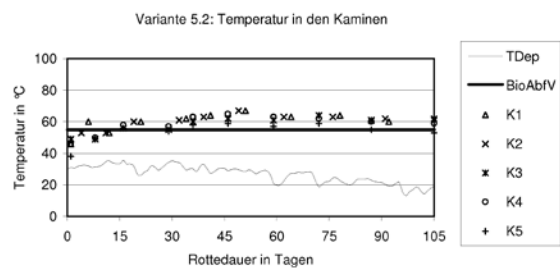
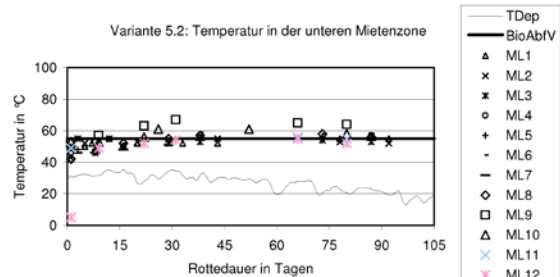
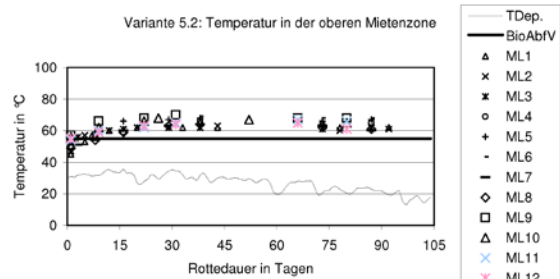
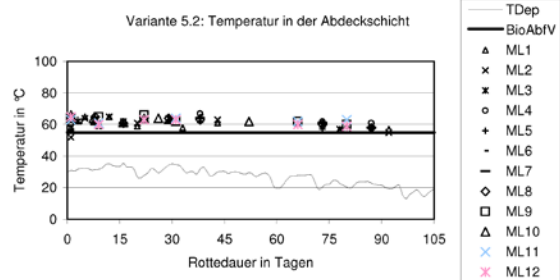


Abbildung 7.12: Untervariante 5.3

Vergleich der Messergebnisse im laufenden Versuch

H5.3 / Blatt: 1

Hauptvariante 5.3:

Folgerungen aus den Ergebnissen aus den Varianten 4.1 und 4.2,
 Weitere Erhöhung des Luftaustausches mit unterschiedlicher Leistung,
 Erhöhung der Zugleistung durch Kaminverlängerung (wie 4.2.)

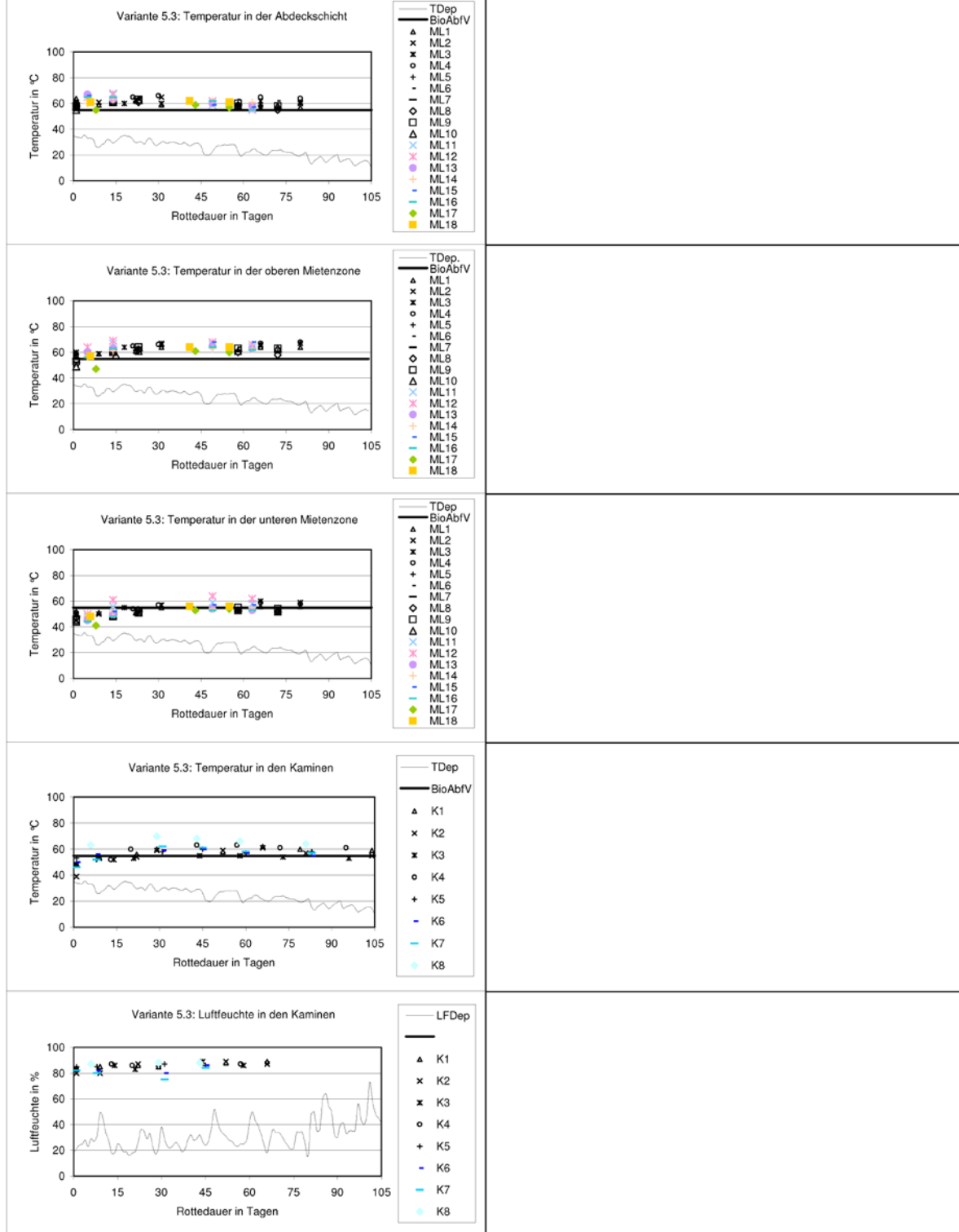


Abbildung 7.12: Untervarianten 5.1 und 5.2, Fortsetzung

Vergleich der Messergebnisse im laufenden Versuch

H5.1 - H5.2 / Blatt: 2

Hauptvariante 5.1:

Folgerungen aus den Ergebnissen aus den Varianten 4.1 und 4.2,
 Weitere Erhöhung des Luftaustausches mit unterschiedlicher Leistung,
 Zuluftkompressor, 9 bar, 11 Intervalle pro Stunde

Hauptvariante 5.2:

Folgerungen aus den Ergebnissen aus den Varianten 4.1 und 4.2,
 Weitere Erhöhung des Luftaustausches mit unterschiedlicher Leistung,
 Zuluftkompressor, 7 bar, 14 Intervalle pro Stunde

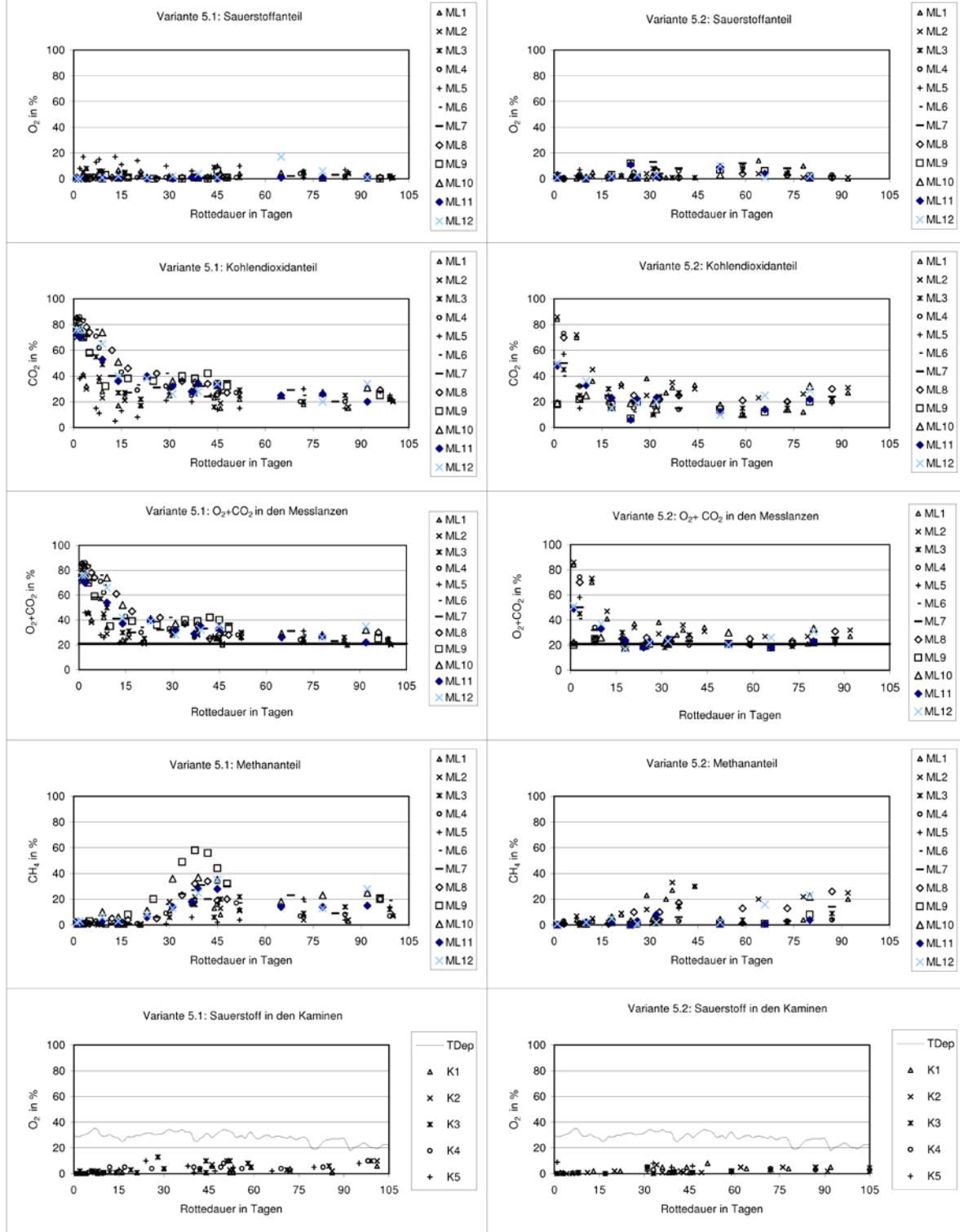


Abbildung 7.12: Untervariante 5.3, Fortsetzung

Vergleich der Messergebnisse im laufenden Versuch

H5.3 / Blatt: 2

Hauptvariante 5.3:

Folgerungen aus den Ergebnissen aus den Varianten 4.1 und 4.2,
 Weitere Erhöhung des Luftaustausches mit unterschiedlicher Leistung,
 Erhöhung der Zugleistung durch Kaminverlängerung (wie 4.2.)

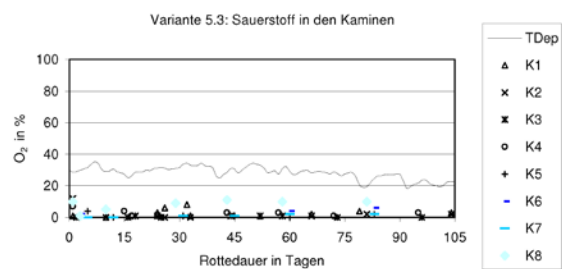
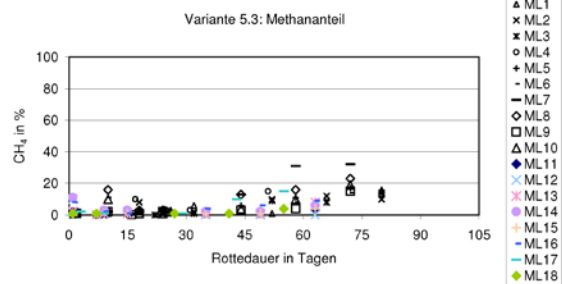
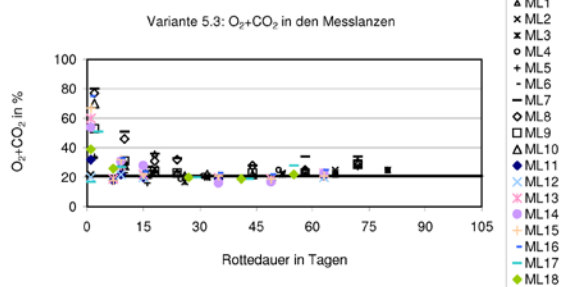
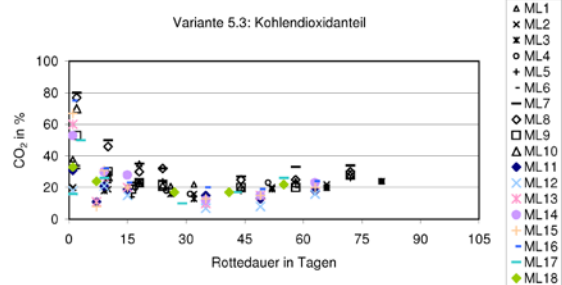
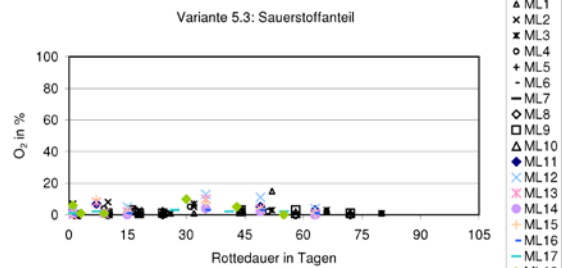


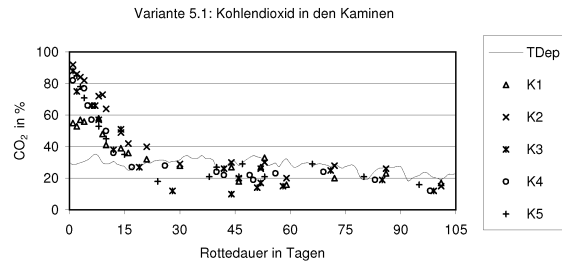
Abbildung 7.12: Untervarianten 5.1 und 5.2, Fortsetzung

Vergleich der Messergebnisse im laufenden Versuch

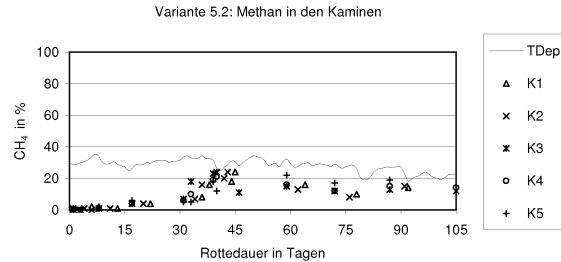
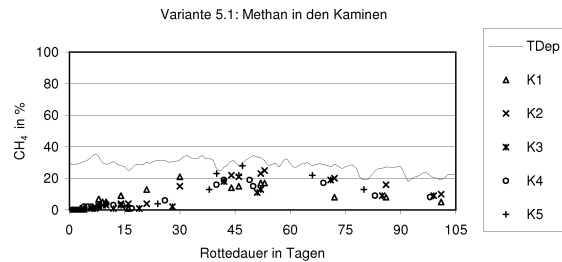
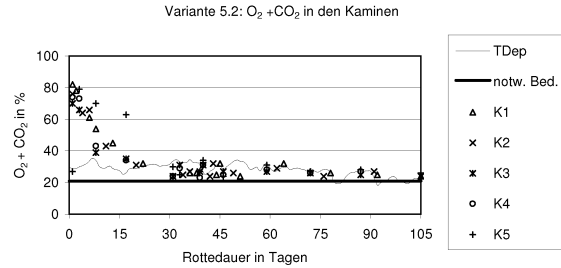
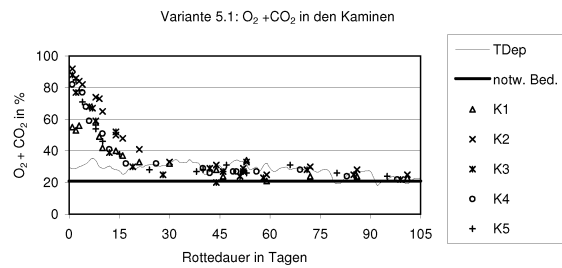
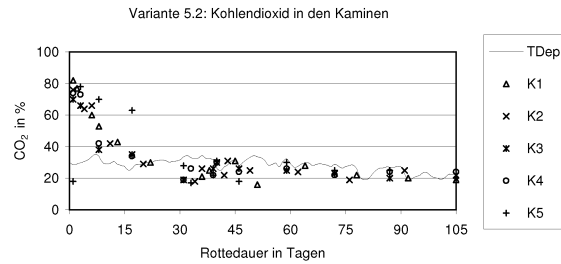
H5.1 - H5.2 / Blatt: 3

Hauptvariante 5.1:

Folgerungen aus den Ergebnissen aus den Varianten 4.1 und 4.2,
 Weitere Erhöhung des Luftaustausches mit unterschiedlicher Leistung,
 Zuluftkompressor, 9 bar, 11 Intervalle pro Stunde

**Hauptvariante 5.2:**

Folgerungen aus den Ergebnissen aus den Varianten 4.1 und 4.2,
 Weitere Erhöhung des Luftaustausches mit unterschiedlicher Leistung,
 Zuluftkompressor, 7 bar, 14 Intervalle pro Stunde



| Parameter | Medianwerte |
|---------------------------------------|-------------|
| ML - T _A | 58 - 63 °C |
| ML - T _O | 56 - 64 °C |
| ML - T _U | 50 - 53 °C |
| K - T | 58 - 63 °C |
| K - LF | 85 - 88 % |
| ML - O ₂ | 1 - 7 % |
| ML - CO ₂ | 23 - 39 % |
| ML - O ₂ + CO ₂ | 22 - 40 % |
| ML - CH ₄ | 1 - 21 % |
| K - O ₂ | 1 - 4 % |
| K - CO ₂ | 21 - 30 % |
| K - O ₂ + CO ₂ | 24 - 32 % |
| K - CH ₄ | 3 - 15 % |

| Parameter | Medianwerte |
|---------------------------------------|-------------|
| ML - T _A | 59 - 63 °C |
| ML - T _O | 60 - 68 °C |
| ML - T _U | 51 - 57 °C |
| K - T | 56 - 62 °C |
| K - LF | 83 - 88 % |
| ML - O ₂ | 1 - 3 % |
| ML - CO ₂ | 18 - 34 % |
| ML - O ₂ + CO ₂ | 21 - 35 % |
| ML - CH ₄ | 1 - 8 % |
| K - O ₂ | 1 - 4 % |
| K - CO ₂ | 25 - 29 % |
| K - O ₂ + CO ₂ | 26 - 31 % |
| K - CH ₄ | 5 - 10 % |

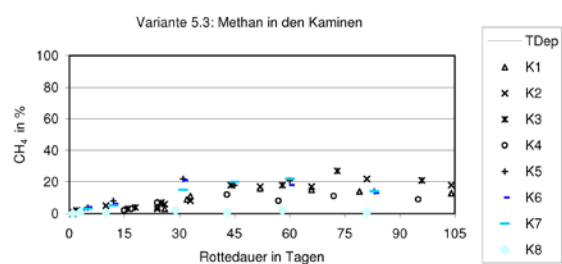
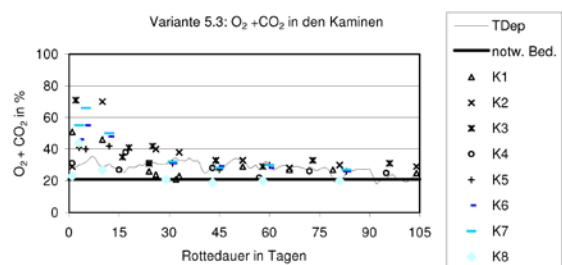
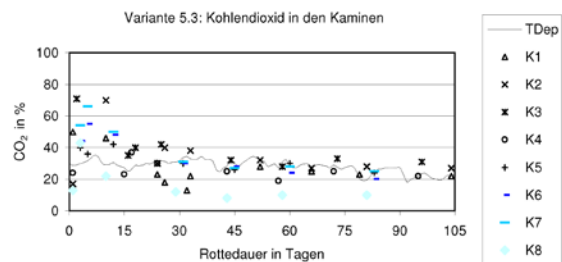
Abbildung 7.12: Untervariante 5.3, Fortsetzung

Vergleich der Messergebnisse im laufenden Versuch

H5.3 / Blatt: 3

Hauptvariante 5.3:

Folgerungen aus den Ergebnissen aus den Varianten 4.1 und 4.2,
 Weitere Erhöhung des Luftaustausches mit unterschiedlicher Leistung,
 Erhöhung der Zugleistung durch Kaminverlängerung (wie 4.2.)



| Parameter | Medianwerte |
|---------------------------------------|-------------|
| ML - T _A | 58 - 65 °C |
| ML - T _O | 60 - 66 °C |
| ML - T _U | 51 - 62 °C |
| K - T | 53 - 66 °C |
| K - LF | 81 - 88 % |
| ML - O ₂ | 1 - 3 % |
| ML - CO ₂ | 16 - 34 % |
| ML - O ₂ + CO ₂ | 21 - 30 % |
| ML - CH ₄ | 0 - 8 % |
| K - O ₂ | 0 - 3 % |
| K - CO ₂ | 23 - 33 % |
| K - O ₂ + CO ₂ | 21 - 33 % |
| K - CH ₄ | 8 - 18 % |

7.4.4.5 Einfluss der Sonnenstrahlung auf die Einhaltung der äußeren Hygieneanforderungen

Die Untersuchungen fanden ganzjährig statt, Priorität hatte das klimatisch ungünstige Sommerhalbjahr. Dadurch konnte nachgewiesen werden, dass das neue Verfahren trotz der jahreszeitlich bedingten geringen Temperaturdifferenz in der Lage ist, den erforderlichen Kaminzug zu initiieren. Während der dreijährigen Arbeiten auf der Deponie in Kahrizak betrug die maximale Tagestemperatur 52 °C. Dabei erhitze sich die Abdeckschicht der Mieten auf 80 °C. Um eine Aussage zur Korrelation zwischen Sonneneinwirkung und deren Einfluss auf den Rotteprozess zu erhalten, wurde eine Teilfläche, siehe Abbildung 7.13, mittels Zeltplane, farblich der Abdeckschicht angepasst, abgedeckt. Der Test begann am 13.08.2001 auf der Abdeckschicht im Teilbereich der Untervariante 5.1. Die zeltähnliche Abdeckung erfolgte zwischen dem ersten und zweiten Kamin. Zur Messung in 0,2 m Tiefe dienten je vier Messstellen unter der Abdeckung sowie umliegende vorhandene Messlanzen, deren Temperatur der Abdeckschicht ($T_{\text{Abdeckschicht}}$), zum Vergleich diente. Sechs Tests innerhalb von 11 Wochen lieferten die Datengrundlage für die anschließend gemittelten Werte, dargestellt im Diagramm 7.14. Die Abdeckung war in der Hauptwindrichtung (Ost - West) offen, so dass der Windeinfluss erhalten blieb, aber Sonneneinwirkung, Niederschläge und Tau unterbunden wurden.



Abbildung 7.13: Testaufbau zur Messung des Einflusses der Sonneneinstrahlung auf die Temperatur der Deckschicht

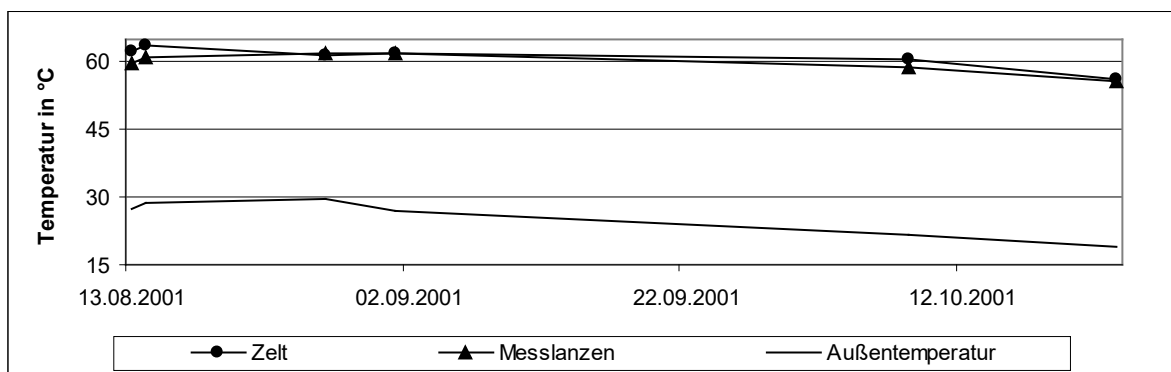


Abbildung 7.14: Einfluss der Sonnenbestrahlung auf die Temperatur der Deckschicht

Die ermittelten Daten belegen, dass unter der Abschirmung eine höhere Temperatur herrschte als in der freien Abdeckschicht unter Sonneneinstrahlung. Die Ausnahme trat am 27.08. auf, als unter dem Zelt 61 °C im Vergleich zu 62 °C im Freien gemessen wurden. Als Ursache kommen

verstärkte Windeinflüsse in Betracht, die im Zelt einen Unterdruckzustand erzeugten, welcher eine Abkühlung der Luft und des Bodens bewirkte und zu dieser minimalen Temperaturabsenkung führte. Am 01.09. hatten beide Messorte dieselbe Temperatur (62 °C). Für die geringfügig niedrigeren Werte außerhalb des Zeltes ist die Befeuchtung der Mietenoberfläche durch nächtlichen Tau - typisch in ariden Gebieten - und der bei deren Verdunstung entstehenden Kondensationskälte, verantwortlich. Eine Abhängigkeit der Messwerte von der Tageszeit konnte nicht festgestellt werden. Deutlich erkennbar ist die Korrelation der Temperaturwerte zwischen Abdeckschicht und Luft. Die Messergebnisse widerlegten die von deutschen und iranischen Fachleuten oft geäußerte Vermutung, dass die Sonneneinstrahlung und die damit verbundene starke Erwärmung der Abdeckschicht sich direkt auf den Rotteprozess auswirken. Die ermittelten Daten belegen, dass die Solarstrahlung nur die Abdeckschicht beeinflusst und keine zusätzliche Erhöhung der Temperatur ab einer Tiefe von 0,2 m bewirkt.

7.4.4.6 Reaktivierung von anaeroben Mietenabschnitten

Im Bereich der Untervariante 5.3 kam es Mitte Juli 2002, zwölf Monate nach dem Aufsetzen der Miete, zu starken Gerüchen aus anaeroben Abbauprozessen, gleichzeitig konnten keine mit dem Rotteprozess einhergehenden sichtbaren Setzungen der Miete beobachtet werden. Als Hauptursache für die Störung des Rotteprozesses werden ein Wassereinstau aus den oberen Mietenbereichen (Gefälle der Arbeitsfläche) sowie eine zu starke Verdichtung beim Aufsetzen angenommen. Aus diesem Grund wurde versucht, den aeroben mikrobiellen Abbau erneut zu reaktivieren. Dazu erfolgte ab dem 15.07. ein Einsatz von Zugverstärkern, auf Kamin 15 bis 18, Abb. 7.15. Elektrische Lüfter sorgten ab dem 22.07. am Kamin 11 bis 14 für die Entlüftung. Die Messwerte vom Kamin 18 blieben auf Grund von Randeffekten unberücksichtigt. Die Lüfter mit einer Leistung von 260 m³/h waren täglich sechs Stunden im Einsatz und saugten eine Luftmenge von 1.560 m³/d aus dem Kamin bzw. der Miete. Die windabhängigen Zugverstärker erbrachten im Mittel eine Leistung von 3.000 m³/d. Diese Leistung stimmt mit Herstellerangaben der deutschen Firma *Polybit* überein, welche bei einem Zugverstärkerdurchmesser von 155 mm von einem Mittelwert von 125 m³/h bei einer Windstärke von 1,6 - 7,9 m/s ausgehen [Polybit 2003]. Berechnungen für die iranischen Modelle, Durchmesser 250 mm, ergaben einen höheren Leistungswert, dieser wurde aber durch häufige Ausfälle und Wartungsarbeiten der Geräte auf diesen Wert approximiert. Ausfallursachen waren die mangelnde Qualität, die hohe Luftfeuchtigkeit sowie korrosive Gase, wie Schwefelwasserstoff, aus anaerobem Abbau. Der Zeitraum der Reaktivierungstests betrug, bedingt durch die Beendigung der Forschungsarbeiten, nur sieben Wochen. Temperaturverläufe und Gaszusammensetzungen für diese Zeit, einschließlich der beiden Starttage (vertikale gepunktete Linien), sind in den Diagrammen Abb. 7.16 abgebildet. Die Messwerte für die Gaskomponente Methan fallen sowohl bei den Lüftern als auch bei den Zugverstärkern von etwa einem Prozent auf Null ab, wobei der Zugverstärker bessere Ergebnisse erbringt. Das lässt den Schluss zu, dass die mikrobiellen anaeroben Aktivitäten in diesem Mietenteil durch eine Veränderung der Milieubedingungen unterbunden werden. Die Sauerstoff- und Kohlendioxidverläufe korrelieren miteinander. Durch den Lüftereinsatz wird der Kohlendioxidgehalt von 8 % auf 4 % reduziert und der Sauerstoffwert steigt von 12 % auf 16 % an. Bei den Zugverstärkern ist nur ein geringer Anstieg des Sauerstoff- und Kohlendioxidgehaltes erkenntlich, welcher bei einem Prozent liegt. Das Verhältnis verschiebt sich dadurch in ein für die aeroben Mikroorganismen günstigeres Verhältnis. Die Temperaturverläufe schwanken in beiden Fällen sehr stark. Bei den Zugverstärkern ist ein minimaler Temperaturanstieg während der Tests von 55 °C (03.07.) auf 57 °C (29.08.) sichtbar. Bei den Lüftern wurde im selben Zeitraum eine Abkühlung von 61 °C auf 58 °C gemessen.



Abbildung 7.15: Aktive und passive Absaugung der Mietenabluft zur Reaktivierung aerober Abbauvorgänge

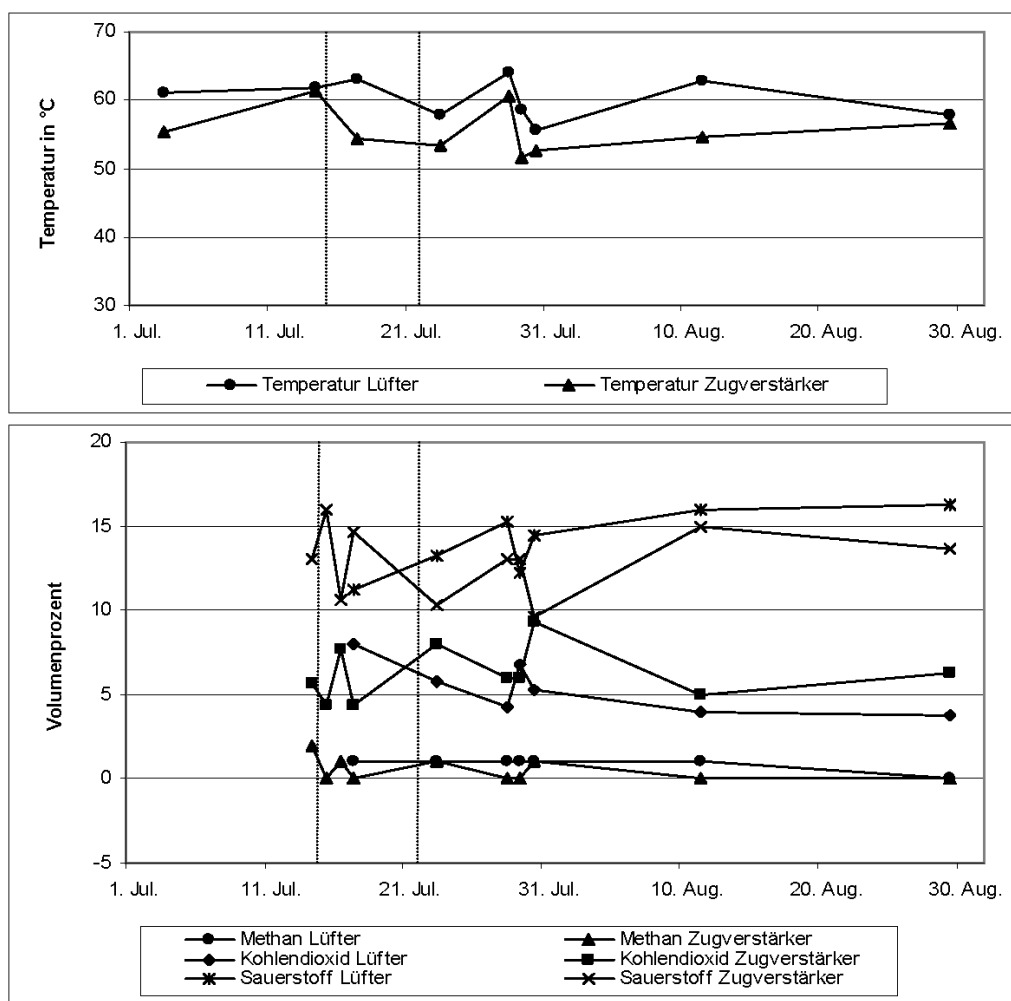


Abbildung 7.16: Diagramme der Gaszusammensetzung in den Mieten unter Einfluss der Reaktivierungsmaßnahmen

Im Vergleich zu äquivalenten Untersuchungen von Breuer [2000] konnten hinsichtlich einer Entlüftung der Miete mittels zweier Lüfter (320 m³/h und 380 m³/h) für die Gaszusammensetzung gleiche Verläufe beobachtet werden. Bei Breuer betrug die Kohlendioxidkonzentration am 4. Tag 11 % und sank zum 60. Tag auf 4 %. Die Methangehalte bewegten sich bis zum 30. Tag um 5 % und sanken von da auf 2 % ab. Der Sauerstoffanteil war nach dem Aufsetzen bei 12 % und stieg kontinuierlich auf 17 % [Breuer 2000]. Resümierend kann festgestellt werden, dass der Einsatz der Zugverstärker eine langsame, aber kontinuierliche Verbesserung bewirkte. Mittels der Lüfter konnten schnelle und wirksame Veränderungen im Rotteverhalten erzielt werden. Nachteilig wirkte sich sowohl die Anfälligkeit der Geräte als auch der erhöhte ökonomische Aufwand aus. Beide technische Hilfsmittel sind durch ihre Kosten und den täglichen Betriebs- und Pflegeaufwand nur in Ausnahmefällen zu empfehlen.

7.5 Abschluss der Optimierung (Hauptvariante 6)

(Optimierung der technischen Starthilfe)

Hauptvariante 6 wurden in drei Untervarianten aufgeteilt (6.1, 6.2, 6.3, Schema Abb. 7.17). Die Miete wurde in der Zeit von August bis September 2001 errichtet und quer belüftet. Als externe Belüftungsmittel kamen Ventilatoren mit der gleichen Leistung wie in Untervariante 4.1 zum Einsatz. Das genutzte Belüftungsregime ist in der Tabelle 7.4 aufgezeigt. Der in die Miete eingebaute vorbehandelte Siedlungsabfall (2.200 Mg) stammt aus dem Kompostwerk in Kahrizak. Wegen Randeffekten blieb das Ende der Miete 6, mit den Kaminen 16 bis 18, unberücksichtigt. Die 22 Messlanzen der Untervarianten 6.1 und 6.2 waren mittig zwischen Mietenaußenkante und der Kaminöffnung angeordnet, ihr waagerechter Abstand zum Entlüftungsrohr betrug 0,2 m (siehe Abb. 7.18).

Tabelle 7.4: Belüftungsregime der Hauptvariante 6

| Untervariante | Rhythmus: Belüftung / Pause (in min) | Besonderheiten |
|---------------|--------------------------------------|---------------------|
| 6.1 | 5 : 5 | - |
| 6.2 | 10 : 5 | - |
| 6.3 | 5 : 5 | Kaminverlängerungen |

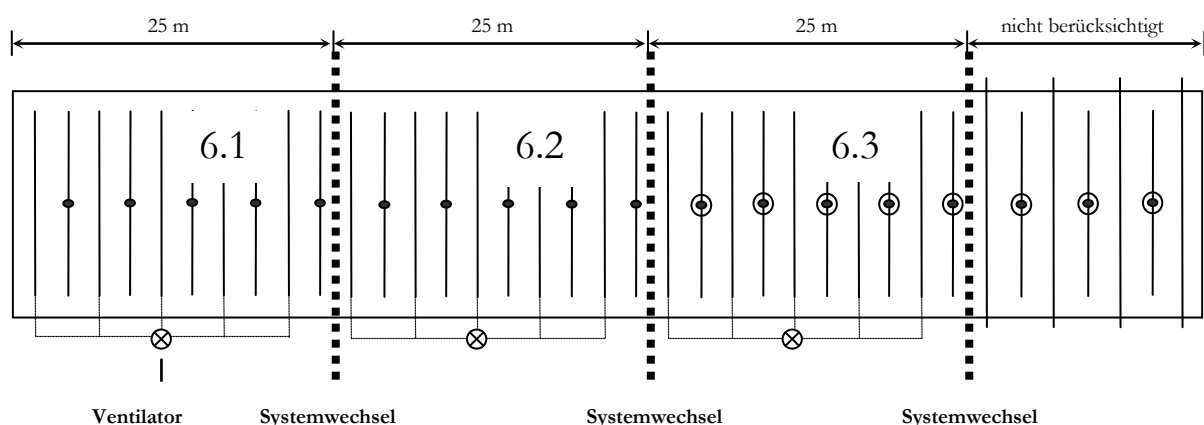


Abbildung 7.17: Schema der Hauptvariante 6 mit den Untervarianten 6.1 bis 6.3

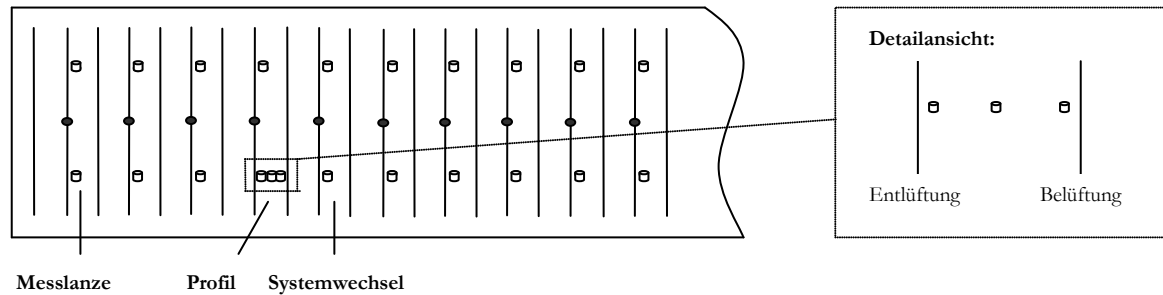


Abbildung 7.18: Messlanzenanordnung in den Untervarianten 6.1 und 6.2



Abbildung 7.19: Industrieventilator zur Intervallbelüftung der Rottemiete

7.5.1 Ergebniskontrolle im laufenden Parallelbetrieb

7.5.1.1 Deponietechnische Außenwirkung

In allen Bereichen erfolgreich wie in den vorausgegangenen Varianten. Von außen nicht erkennbar: Das Gefälle der Arbeitsfläche führte zum Einstau der Basis der Untervariante 6.3 und zur Verformung der Kamine in diesem Abschnitt. Bei der Beurteilung der Meßergebnisse ist diese Einschränkung zu beachten.

7.5.1.2 Messkriterien nach Abschnitt 6.3

Die Messergebnisse nach den Kriterien des Abschnitts 6.3 sind für die Untervarianten 6.1 bis 6.3 mit denen der Untervariante 4.1 in Abb. 7.20 als Übersicht parallel dargestellt.

7.5.1.3 Hygiene

Die thermischen Hygienebedingungen wurden in der Deckschicht und der oberen Mietenzone (Deponiekriterium) zuverlässig eingehalten. Die Verwertungskriterien (gesamte Miete) wurden von der Untervariante 6.1 sicher eingehalten und von den anderen zwei Untervarianten minimal unterschritten. Die niedrigen Temperaturen in den Kaminen der Untervariante 6.3 sind typisch für einen Einstau in der Basis. Eine Austrocknung war in keiner der drei Varianten erkennbar.

Abbildung 7.20: Var. 6.1, 6.2, 6.3 und Var. 4.1

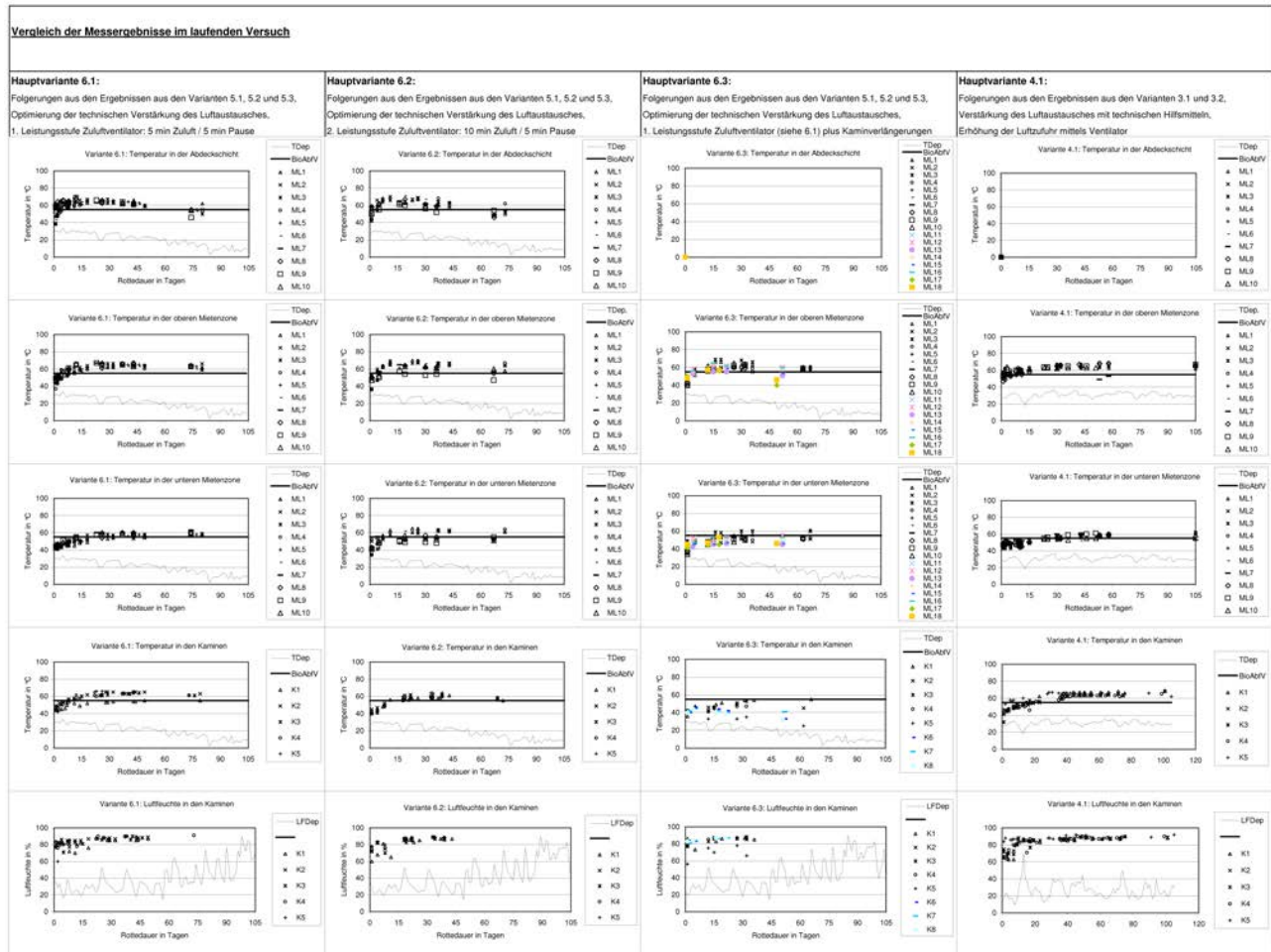


Abbildung 7.20: Var. 6.1, 6.2, 6.3 und Var. 4.1, Fortsetzung

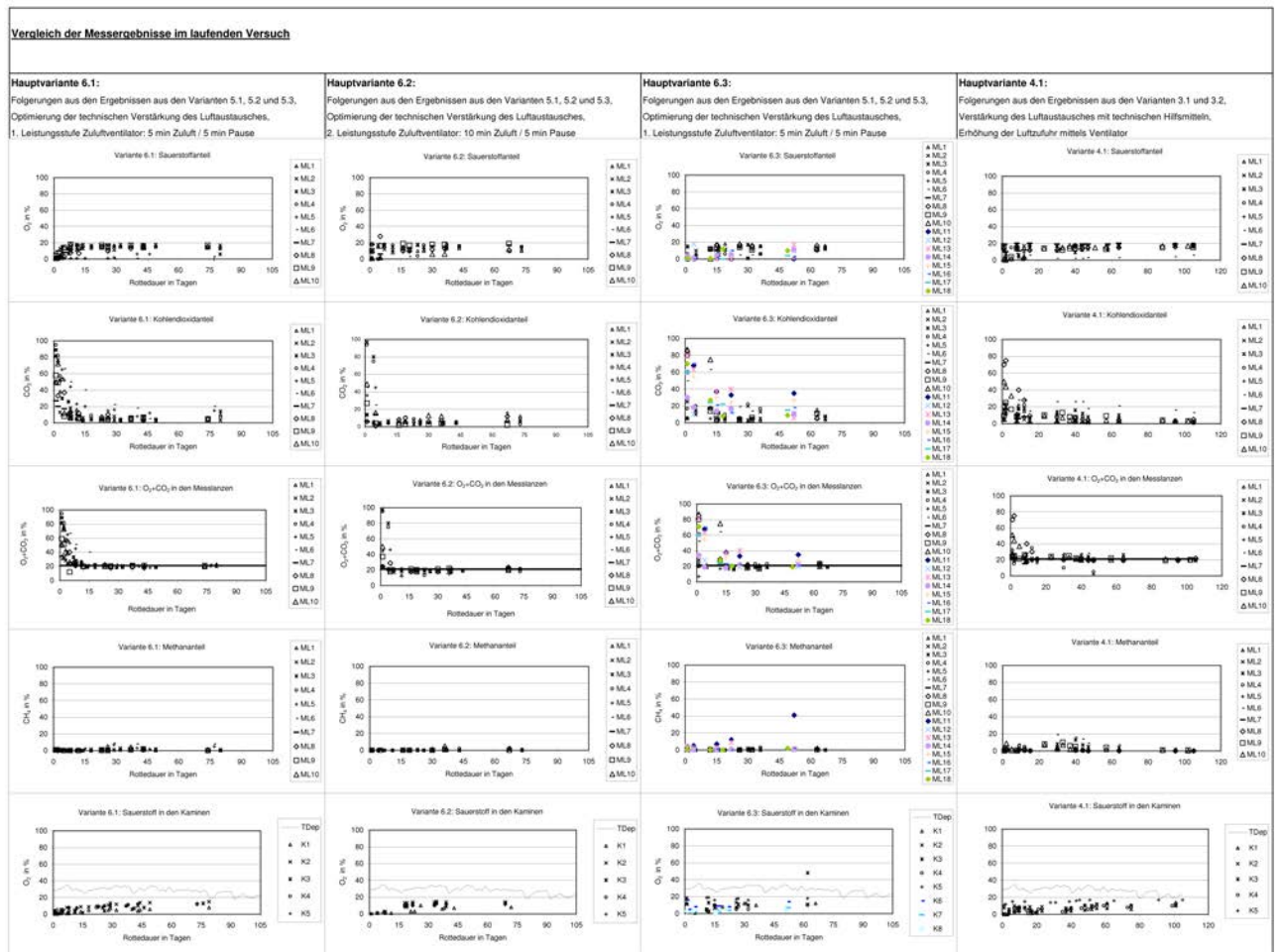
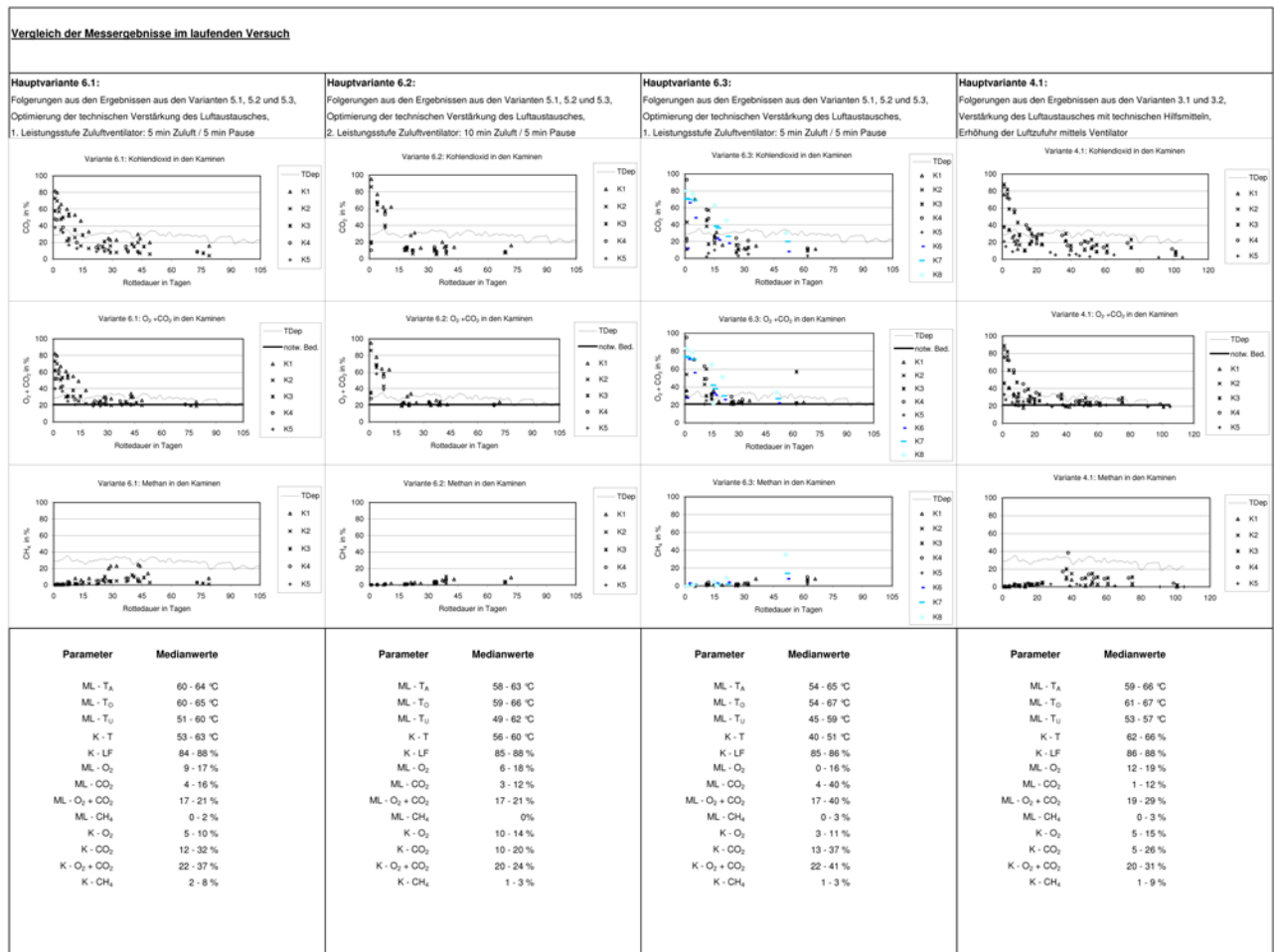


Abbildung 7.20: Var. 6.1, 6.2, 6.3 und Var. 4.1, Fortsetzung



7.5.1.4 Aerober Abbau und Stabilisierung

In allen drei Untervarianten bestand eine erhebliche Reserve an freiem Sauerstoff. Die kürzeste saure Phase wurde erwartungsgemäß in Untervariante 6.2 mit dem höchsten Startaufwand gemessen. Der Verlauf der sauren Phase in Untervariante 6.3 (Staunässe) war unbefriedigend. Zum Vergleich: Die lang anhaltende saure Phase in Untervariante 4.1 (permanente Ventilatorbelüftung) ist auf lokale Verdichtungen in der Miete zurückzuführen, die im Falle der Passivbelüftung, Untervariante 4.2, nur mit technischer Hilfe (Lüfter auf den Kaminen) in einen aeroben Abbau zurückgeführt werden konnte. Die Methanproduktion war in der Hauptvariante 6 insgesamt unbedeutend, d.h. die anaeroben Startphasen verliefen ohne Ausnahme im sauren Bereich. Die Abluft der Kamine (Abbau der organischen Stoffe in der Basis = Tropfkörper) erfüllt die Hygienebedingungen in 6.1 und 6.2, nicht in 6.3. Sauerstoff ist noch hinreichend in allen drei Untervarianten enthalten. Die zeitweilige Anaerobie wurde demnach von Vernässungen und nicht durch unzureichende Sauerstoffversorgung verursacht. Die Anteile von Kohlendioxid und Methan weisen nur in den Kaminen in Untervariante 6.2 einen völlig störungsfreien aeroben Abbau nach. Hinweise auf eine Austrocknung der Basis wurden wiederum nicht festgestellt. Aufbau und Betrieb einer Miete nach Untervariante 6.2 ist nach diesen Ergebnissen technisch zuverlässig durchführbar, dass die Anwendung unter großtechnischen Betriebsbedingungen erprobt werden kann. Voraussetzung sind kontinuierliche Qualitätskontrollen des Endproduktes.

Aus den Ergebnissen von 4.1, 6.1 und 6.3, Starthilfe mit Ventilatoren, ist zu schließen, daß der Erfolg entscheidend vom Aufbau der Miete abhängt und die technischen Hilfen den aeroben Stabilisierungsvorgang nur ergänzend oder im Notfall korrigierend wirken können. Die Ergebnisse bestätigen die rechnerischen Vorabschätzung, nach der die aus deutscher Erfahrung gefürchtet Austrocknung der Miete nicht auftritt, aber die Speicherung und Verdunstung des anfänglichen Wasserüberschusses aufgrund des geringen Energiegehaltes des Abfalls nur mit sorgfältiger Anpassung des Verfahrens an die Ortsbedingungen gelöst werden kann.

Der Einfluss der Intervallbelüftung wurde ausführlich untersucht (Anhang Kap. V). Aus dem Vergleich der Intervallbelüftung, Hauptvariante 6, mit der Permanentbelüftung, Untervariante 4.1, ist zu schließen, dass der energetisch höhere Aufwand der Permanentbelüftung gegenüber der Intervallschaltung keine Vorteile bietet. Es wird vorrangig nur der Luftstrom in groben Kanälen erhöht.

7.5.1.5 Strömungen in den Kaminen

Bei den Untersuchungen in Teheran kam erstmals in der Abfallwirtschaft eine von P. Hartmann, Universität Rostock, neu entwickelte Drucksonde mit einem Differenzdrucksensor nach dem Prinzip des Dehnungsmessstreifens (DMS) zum Einsatz. Anfänglich starke Messwertschwankungen wurden durch die auf der Deponie vorherrschenden Winde und Windböen verursacht. Diese führten zu Verwirbelungen und entgegengesetzten Luftbewegungen in den Kaminen. Mittels eines aufgestülpten PVC - Schutzrohres konnte die Windbeeinträchtigungen verhindert werden. Die ermittelten Werte, bei Wind und an windstillen Tagen, waren danach gleich und korrelieren mit den Abschätzungen des Autors. Die neue Messtechnik arbeitete dauerhaft störungsfrei. Durchgängig konnte die Strömungsgeschwindigkeit der feuchtheißen und aggressiven Kaminabluft gemessen werden. Dies wäre mittels thermischer Fühler, Ultraschall- und Lasertechnik oder Flügelrädern nicht möglich gewesen. Die Geschwindigkeit v , der aus dem Kamin entweichenden Abluft, kann mittels der Formel 6.1 (vgl. Abschnitt 6.3.1.4) aus der Druckdifferenz Δp , dem Staurohrfaktor S und der Dichte δ berechnet werden. Der Staurohrfaktor für vertikale Messrohre ist von der Firma Testo mit 0,67 vorgegeben. Für δ wurde der Wert der Dichte von Luft, bei einer relativen Luftfeuchte von 90 % und einer Temperatur von 60 °C, verwandt. In Tabelle 7.5 sind die Geschwindigkeiten und der Volumendurchfluss der Kaminabluft aufgelistet. Die Daten ermöglichen einen Vergleich zwischen den aktiv belüfteten Varianten 6.1 und 6.2 mit der passiv belüfteten Untervariante 6.3 und bestätigen die Erwartungen. In weiteren Forschungsarbeiten

sollte das Differenzdruckverfahren, besonders unter dem Aspekt reproduzierbarer analytischer Aussagen zum Rotteprozess, verstärkt zum Einsatz kommen.

Tabelle 7.5: Abluftgeschwindigkeiten und -mengen bei den Untervarianten 6.1 bis 6.3

| Untervariante | Messwertanzahl | v in m/s | $A \cdot v$ in m^3/h |
|---------------|----------------|--------------|------------------------|
| 6.1 | 6 | 2,05 | 1.476 |
| 6.2 | 9 | 1,92 | 1.404 |
| 6.3 | 13 | 1,57 | 1.152 |

Zur Erfolgskontrolle im laufenden Betrieb ist die Messung der Strömungen in Verbindung mit der Gaszusammensetzung in den Kaminen geeignet, weil die Reaktionen in der quer durchströmten Speicherschicht (= Tropfkörper) aufgrund des hohen Wassergehaltes besonders empfindlich auf Betriebsfehler reagieren. Zur Ermittlung von Fehlerursachen müssen auch im Regelbetrieb Sonden eingesetzt werden.

7.5.1.6 Geruchsemissionen

Geruchsemissionen waren in und auf den Mieten im Rahmen der hier möglichen Prüfung nicht feststellbar (hohe Hintergrundbelastung).

8 Ergebnisse und Empfehlungen für den Regelbetrieb

8.1 Ergebnisse der Optimierung

Im folgenden Kapitel werden die Ergebnisse der Optimierung für die 6 Mieten, gesplittet in 13 Varianten dargestellt. Des Weiteren werden Schlussfolgerungen für den künftigen Regelbetrieb aufgeführt. Damit ergibt sich die Möglichkeit, dass neu entwickelte Verfahren mit dem spezifischen Mietenaufbau, der Beherrschung der Geruchsemissionen und der erprobten Maschinenteknik auf andere Standorte mit ähnlichen klimatischen Verhältnissen sowie einer adäquaten Abfallzusammensetzung zu übertragen.

Für die Versuche in Teheran wurden 6 Mieten aufgebaut. Dabei waren diese, außer bei Miete 2, jeweils geteilt und jedes Teilstück als Untervariante gezählt. Hintergründe dafür waren die Erhöhung der Modifikationsvarianten, ein direkter Vergleich der Teilstücke sowie die Kosten- und Zeitersparnis. Alle Mieten wurden beginnend beim Aufbau, über die Rotte, bis zum Abtragen permanent beobachtet und analysiert. Dies ermöglichte sowohl die Übernahme von positiven Versuchsergebnissen für die nachfolgenden Varianten als auch die schnelle Eliminierung entdeckter Mängel resp. Fehler.

Im ersten Schritt der Untersuchungen, bei Miete 1 und 2, wurden die errechneten Mietenabmessungen geprüft und die Linien- mit der Querbelüftung verglichen. An einem Mietenende kam eine zusätzliche künstliche Beregnung (Variante 1 a) zum Einsatz. Es konnte festgestellt werden, dass eine Beregnung verfahrenstechnisch nicht notwendig ist, da der dreischichtige Mietenaufbau, die initiierte Eigenbelüftung mittels vertikaler und horizontaler Teilströme und der anfänglich in die Miete eingebrachte Wasserüberschuss für den gesamten Rotteprozess ausreicht. Nach einem Jahr erfolgte der Abtrag der Mieten 1 und 2. Dabei wurden 6 Schürfe angelegt, um den Einfluss des Mietensickerwassers auf den umgedichteten Untergrund zu analysieren. Die Einwirktiefe betrug maximal 30 cm und konnte auch nur bei 2 von 4 Schürfen festgestellt werden. Die Sickerwasserspeicherschicht in der Miete wurde ab Variante 3 daher doppelt so stark ausgebildet, wonach eine Belastung des Untergrundes dauerhaft ausblieb.

Bei dem ersten Optimierungsschritt (Miete 3) wurde die Speicherschicht erhöht, die Rotte- und die Abdeckschicht verringert, und ein Vergleich von Linien- und Querbelüftung durchgeführt. Die Miete blieb trotz der geringeren Abdeckung frei von Vektoren und Sickerwasser floss nicht mehr ab. Die Änderungen des Mietenaufbaues erbrachten deutliche Fortschritte, die aber noch nicht ausreichten, um dauerhaft einen störungsfreien aeroben Betrieb zu erreichen, deshalb musste weiter optimiert werden. Die Querbelüftung zeigte wesentliche Vorteile, da sie nicht zu einer vorzeitigen Austrocknung der Basis führte und wurde aus diesem Grunde beibehalten. Ein Modifikationsschritt war vor allem notwendig, um die Belüftung der Basis in der Startphase, wo ein extrem hoher Wassergehalt vorhanden ist, zu verbessern.

Ziele der nachfolgenden Optimierungsschritte (Miete 4) war die Erhöhung des Gasaustausches durch technische Hilfsmittel sowie Tests zur Druck- und Zugerhöhung. Dabei wurde in der Untervariante 4.1 die Zuluft mit einem Ventilator verstärkt und in Untervariante 4.2 der Druck auf der Abluftseite mittels Kaminverlängerungen verringert. Ein eingebauter Beobachtungsglaskasten ermöglichte die visuelle Betrachtung der Wasserbewegungen des Abbauprozesses sowie der Volumenreduktion. Die Auswertung ergab, dass die Speicherschicht die umfangreiche Sickerwas-

sermenge der Startphase aufnimmt und bis zur Endphase nicht austrocknet. Die deponietechnischen Hygienebedingungen konnten in der oberen Zone sicher eingehalten werden, mit erkennbarem Vorteil bei der Ventilatorbelüftung. Die verstärkte Passivbelüftung führte zu einer Annäherung an die geforderte Hygienebedingung, erreicht sie aber nicht mit dauerhafter Konstanz, wobei die saure Phase im passiv belüfteten Teil ausgedehnter und länger war. Messungen in den Kaminen zeigten, dass die anaeroben, sauren Zonen vor allem in der Basis lagen und damit die Querbelüftung besonders wichtig ist. Der Einsatz einer technischen Unterstützung des Gasaustausches, vor allem in der Startphase, belegte deutlich, dass das Ziel „Verwertung“ erreichbar ist.

Beim Aufsetzen von Miete 5 erfolgten weitere Modifikationen zur Verbesserung der Messdaten. Dabei wurden der Druck erhöht und diverse technische Geräte getestet. Zum Einsatz kamen Kompressoren mit unterschiedlicher Leistung als Starthilfe für die Querbelüftung in den Untervarianten 5.1 und 5.2, die passive Querbelüftung in 5.3 diente als Vergleich. Die aktive Belüftung in den Abschnitten 5.1 und 5.2 erfolgte unter Hochdruck in bestimmten Zeitintervallen. Nach einem Monat fielen die Kompressoren aus und ein Neukauf scheiterte an fehlenden finanziellen Mitteln. Somit konnte nur die Startphase zum Vergleich mit Untervariante 5.3 genutzt werden. Anzeichen für eine Austrocknung der Basis waren in den Kaminen nicht erkennbar. Die Gaszusammensetzungen wiesen keine Verbesserungen im Vergleich zur Miete 4 auf. Die Unterstützung mit Hilfe eines Ventilators (Untervariante 4.1) im Vergleich zur parallel laufenden Passivbelüftung (Untervariante 4.2) war deutlich nachweisbar. Während der Starthilfe erbrachten die Kompressoren in den Bereichen 5.1 und 5.2 im Vergleich zur parallel laufenden Passivbelüftung in 5.3 keine expliziten Vorteile. Des Weiteren ist eine Starthilfe mittels Kompressoren technisch wesentlich aufwändiger als der Einsatz eines Ventilators. Dies begründete, dass in alle weiteren Verfahrensschritten nur die Starthilfe mittels Ventilatoren noch zum Einsatz kam.

Ein weiterer Untersuchungsbestandteil war der Einfluss der Sonnenstrahlung auf die Einhaltung der äußeren Hygienebedingungen. Es konnte nachgewiesen werden, dass das neue Verfahren trotz der jahreszeitlich bedingten geringen Temperaturdifferenz in der Lage ist, den erforderlichen Kaminzug zu initiieren und dass die durch die Sonneneinstrahlung bedingte starke Erwärmung der Abdeckschicht sich nicht negativ auf den Rotteprozess auswirkt. Auch wurden in Miete 5 Tests zu Reaktivierung von anaeroben Mietenabschnitten mittels aktiver (Lüfter) und passiver (Zugverstärker) Absaugung der Mietenabluft durchgeführt. Es konnte festgestellt werden, dass der Einsatz der Zugverstärker eine langsamere, aber kontinuierliche Verbesserung bewirkte. Die Lüfter bewirkten schnelle und wirksame Veränderungen im Rotteverhalten. Nachteilig wirkten sich sowohl die höhere Anfälligkeit der Geräte als auch der erhöhte ökonomische Aufwand aus. Diese Hilfsmittel sind somit für einen großtechnischen Praxiseinsatz nicht relevant.

In die Konzeption und nachfolgende Realisierung von Miete 6, dreigeteilt, flossen alle positiven Aspekte der vorangegangenen Untersuchungen ein. Es erfolgte hier nochmals eine Optimierung der technischen Starthilfe. Alle 3 Untervarianten wurden mittels Ventilatoren extern belüftet, bei 6.3 kamen Kaminverlängerungen zum Einsatz. Die deponietechnische Auswirkung war sehr erfolgreich, wie in den voraus gegangenen Varianten. Die thermischen Hygienebedingungen wurden in der Deckschicht und der gesamten oberen Mietenzone (Deponiekriterium) zuverlässig eingehalten. Die Verwertungskriterien wurden in 6.1 sicher erreicht und von 6.2 und 6.3 nur minimal unterschritten. Der Rotteprozess in Miete 6 war sehr erfolgreich hinsichtlich aeroben Abbau und Stabilisierung. In allen drei Varianten bestand eine erhebliche Reserve an freiem Sauerstoff, die noch in 4.1 festgestellte anhaltende saure Phase trat nicht mehr auf. Unbedeutend war die festgestellte Methanproduktion. Die Abluft der Kamine in 6.1 und 6.2 erfüllten alle Hygienebedingungen. Hinweise auf eine Austrocknung der Basis blieben aus. Aufbau und Betrieb der Miete nach Untervariante 6.1 und 6.2 ist nach diesen Ergebnissen technisch so zuverlässig durchführbar, dass die Anwendung unter großtechnischen Betriebsbedingungen erprobt werden kann. Aus den Ergebnissen mit der Vertikalbelüftung ist zu schließen, dass der Erfolg entscheidend

vom Aufbau der Miete abhängt. Der Stabilisierungsvorgang kann nur ergänzend durch technische Hilfen beeinflusst werden. Alle Ergebnisse bestätigen, dass eine Austrocknung der Mieten, trotz der ariden Klimabedingungen, nicht stattfindet. Die gezielte Speicherung und die Verringerung der Verdunstung des anfänglichen Wasserüberschusses kann mit einer sorgfältigen Anpassung des Verfahrens gelöst werden. Vorteilhaft erwies sich die Intervallbelüftung im Gegensatz zur Permanentbelüftung. Neben ökonomischen sind verfahrenstechnische Aspekte besonders relevant, weil dadurch eine Verringerung der Luftströme in den groben Kanälen erreicht wird. Durch die Intervallbelüftung wird eine effektive Diffusion in die Poren des Rottematerials erreicht. Zusammenfassend kann formuliert werden, dass das Verfahren nach systematischen Optimierungsschritten über die 6 Mieten die Bedingungen für den großtechnischen Praxisbetrieb für die Stadt Teheran vollumfänglich erfüllen. Zentrale Vorgaben der Stadt waren:

- das Verbot der zusätzlichen Beregnung,
- keine Populationen an Vektoren (Vertebraten und Insekten),
- keinen Austrag von Geruchsemissionen,
- die Nutzung von ehemaligen Deponieflächen zu Senkung des Flächenverbrauches und
- kein Austritt von Sickerwasser.

8.2 Empfehlungen für den Regelbetrieb auf der Deponie Teheran

8.2.1 Mietenaufbau

Die Ergebnisse der Miete 6 erbrachten den Beweis, dass der Abfall der Stadt Teheran auf einer statischen, sohlbelüfteten Tafelmiete abwasserfrei aerob zuverlässig stabilisiert werden kann, wenn durch Ventilatoren mit Intervallbelüftung eine Starthilfe gegeben wird. Da im Regelbetrieb der Deponie nicht immer mit der gleichen Sorgfalt wie im Versuch gearbeitet werden kann, wurde vom Verfasser die Höhe der Speicherschicht in den Mieten 3 bis 6 von 0,60 m als Mindestwert in die Praxis eingeführt, als mittlere Schichthöhe werden 0,70 m empfohlen. Im Regelbetrieb wäre somit folgende Schichtung einzuhalten:

- Basis unter Auflast aus trockenen Siebresten: 0,70 m
- Frischmüll grob geschreddert: 1,20 m
- Deckschicht aus kompostierte Feinfraktion: 0,20 m und
- Abstand der Belüftungsrohre: 2,50 m.

8.2.2 Beherrschung der Geruchsemissionen

Aus den deutschen Betriebserfahrungen auf den Deponien der Landkreise Schwäbisch Hall, Nienburg und vor allem Bad Kreuznach ist bekannt, dass im Falle einer vollständigen Ausführung des Verfahrens die Filterwirkung der Kompostabdeckung ausreicht, eine Geruchsbelästigung der benachbarten Siedlungen zu vermeiden. Auf der Deponie Bad Kreuznach wurde außerdem bewiesen, dass mit einer ergänzenden Filterabdeckung der Miete mit einer preisgünstigen Aktivkohlenmatte alle deutschen Emissionsgrenzwerte eingehalten werden (Maak 2004).

Die genannten Ergebnisse wurden nur durch eine optimale Aufbereitung der Abfälle mit Linienbelüftung erzielt. Sie sind deshalb nicht ohne Prüfung der Arbeitsbedingungen auf andere Standorte oder andere Betriebstechniken übertragbar.

Grundvoraussetzung für die Beherrschung der Geruchsemissionen ist der störungsfreie aerobe Abbau der organischen Substanz, wie sie in Miete 6 erzielt wurde, so dass geruchsintensive Gase wie Schwefelwasserstoff und Ammoniak (Bidlemaier u. Denecke 1988) nur in Spuren entstehen. Flüchtige anthropogene Schadstoffe sind vor allem in der Intensivrottephase zu erwarten. [Scheelhase et. al. 2003]. Dies ist am Geruch und der Zusammensetzung der Abluft in den Kaminen nachweisbar (vgl. Tab. 8.1).

Tabelle 8.1: Emissionen der Nachrotte und deren Relevanz [Scheelhase et. al. 2003]

| Komponente | Relevanz |
|--|--|
| Geruch, NH_3 | Beeinträchtigung des menschlichen Wohlbefindens, u. U. gesundheitsgefährdend |
| Org. Kohlenstoff (TOC, CH_4) | u. a. klimawirksame Einzelverbindungen |
| Lachgas (N_2O) | Klimawirksames Gas |

Bei den Mieten 4 bis 6 waren während der Intensivrotte kaum noch Geruchsbelastungen wahrzunehmen. Sollten sie in der großtechnisch Anwendung des Verfahrens die Geruchsschwelle überschreiten oder toxische Gase während der Intensivrotte in relevantem Umfang emittiert werden, können sie nach den Filtermethoden von Maak (2004) eliminiert werden.

Die geringe Geruchsbelastung der Abluft aus den Kaminen der Linienbelüftung kann nicht auf die Querlüftung des vom Verfasser entwickelten Verfahrens übertragen werden. Im Falle der Querbelüftung strömt ein Teil der Zuluft durch die grobe Lüftungsschicht zum Kamin. Diese Zone wird in der Anfangsphase der Rotte mit extrem geruchsintensivem Sickerwasser belastet, dessen Inhaltsstoffe nach dem Prinzip des Tropfkörpers abgebaut werden. Werden dadurch Geruchsbelastungen freigesetzt, können auf die Kamine GeruchsfILTER (Kompost oder Aktivkohle) gesetzt werden, deren Strömungswiderstand durch die technische Starthilfe überwunden wird.

Bei der Konstruktion der Filter ist zu beachten, dass die abströmende Luft anfangs kaum noch Sauerstoff enthält und deshalb dem Biofilter unter Umständen Frischluft zugeführt werden muss. Diese Lösung wurde in dieser Versuchsreihe nicht erprobt, weil eine Geruchsbelästigung in der optimalen Variante nicht feststellbar war.

8.2.3 Auswahl der Maschinentechnik

Lokal verdichtete Zonen (anaerobe "Ausreißer") werden durch Verdichtungen des wasserreichen weichen Abfalls verursacht. Um diese Vorgänge wesentlich zu reduzieren, wurden vom Verfasser für den großtechnischen Betrieb die Erfahrungen der Rottedeponie Schwäbisch Hall genutzt. Zur Zerkleinerung und Siebung kamen Maschinenanlagen der Firma EuRec, aus Merkers in Thüringen zum Einsatz. Sie arbeiten aus folgenden Gründen effektiver und zuverlässiger mit Gesamtabfall, als die in der Regel in der Kompostierung verwendeten Maschinen.

- Der Zerkleinerer wurde ursprünglich entwickelt, um das Holz alter Eisenbahnschwellen zu zerspanen und die festsitzenden Stahlbeschläge unzerkleinert ohne Schäden an den Meißeln auszuwerfen. Häuslicher Gesamtabfall wird mit dieser Technik ohne wesentlichen Verschleiß des Gerätes grob zerrissen, aber nicht gequetscht und dadurch verdichtet.
- Zur Siebung wurde anstelle eines Trommelsiebes ein Scheibenseparator eingesetzt, weil weicher plastischer Abfall im Trommelsieb Rollaggregate mit anaerobem Kern bildet. Störungen durch wickelnde Abfallbestandteile auf den Wellen der Scheiben werden dadurch beseitigt, dass die Wellenabschnitte zwischen den Scheiben als Doppelkegel

("Diabolo") ausgeführt und sechseckige Scheiben verwendet werden. Das im Zentrum des Doppelkegels aufgewickelte Material wird dann von der jeweils nachfolgenden Scheibe zerschnitten.

Auf der Grundlage dieser Maschinentechnik wurde eine Konzeption für die neu anzulegende Arbeitsfläche sowie die Behandlungsanlage erarbeitet, ausgelegt für eine tägliche Kapazität von 2.000 Mg/d. Mit der neu erworbenen Zerkleinerungstechnik, dargestellt in Abbildung 8.1, der deutschen Firma EuRec Technology GmbH sollten in der Anlaufphase (bis zum Kauf des zweiten Shredders) täglich 1.000 Mg/d Siedlungsabfälle mechanisch behandelt werden. Folgende Vorgaben mussten vom Verfasser konzeptionell realisiert werden:

- Anlieferung der Siedlungsabfälle nur nachts,
- Vorhaltung einer genügend großen Lagerfläche,
- Unmittelbarer Sickerwasseraustritt aus dem Abfallmaterial nach Ablagerung,
- Ableitung des Sickerwasser von der Lagerfläche,
- Aufbau von Zäunen gegen Windaustrag von Müllbestandteilen,
- Entwicklung einer effektiven Beschickung der Zerkleinerungsanlage und
- Ökonomische und gesellschaftspolitische Aspekte (z. B. Ausfälle durch technische Mängel, Bürokratie der Behörden, etc.).



Abbildung 8.1: Testlauf des EuRec Shredders Z 85 in Teheran

9 Prüfung des stabilisierten Abfalls mit dem Ziel der Verwertung

9.1 Feinfraktion

9.1.1 Siebschnitt

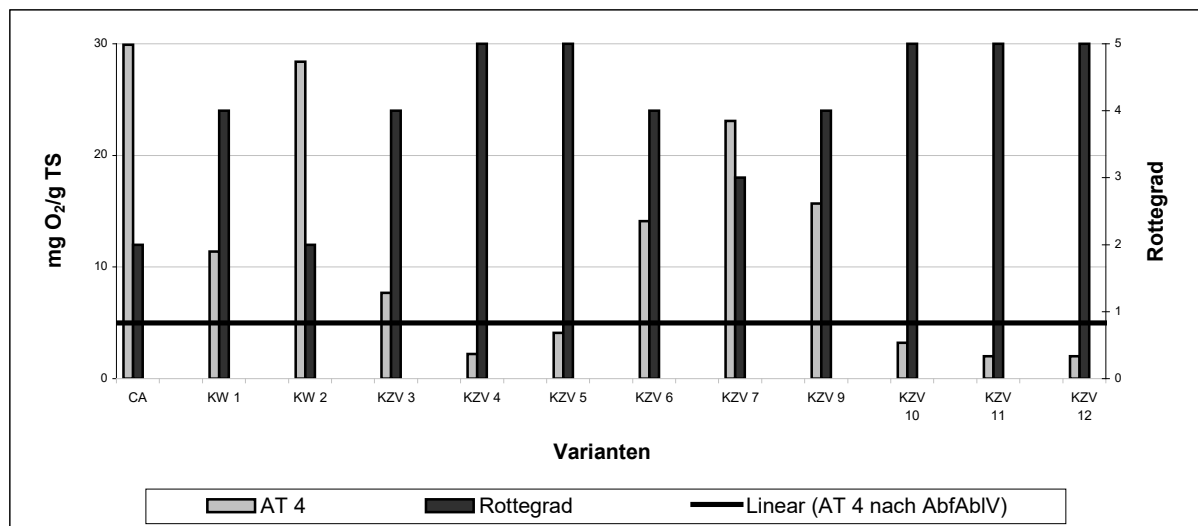
In der biologischen Stufe werden die natürlichen organischen Substanzen zu Kohlendioxid und Wasser sowie weitgehend wasserunlöslichen, an Kunststoffen nicht haftenden Mineral- und Huminstoffen abgebaut. Verwertbare Fraktionen können aus dem Stoffgemenge Restabfall nach der Rotte mit einer hohen Trennschärfe separiert werden. Ein wesentlicher Bestandteil war in Teheran die Feinfraktion, Korngröße < 30 mm (Abb. 9.1).



Abbildung 9.1: Absieben der Feinfraktion nach der Rotte

9.1.2 Atmungsaktivität

Zur Beurteilung der nach der Rotte erreichten Stabilität wurde - aus Kostengründen einmalig - die Atmungsaktivität nach 4 Tagen (AT_4) bestimmt. Die Probenentnahme erfolgte unmittelbar vor Abschluss der praktischen Arbeiten, die zugehörigen Untersuchungen wurden an der FH Münster nach den Richtlinien der AbfAbIV durchgeführt. Das Ausgangsmaterial wurde von der CarCo-Anlage und dem Kompostwerk bezogen. Zum Systemvergleich wird hier der Rotteerfolg der Car-Co-Anlage (CA) und der beiden Kompostqualitäten des Kompostwerkes (KW 1 = Fertigkompost, Siebschnitt 10 mm; KW 2 = Mittelkompost, 10 mm bis 20 mm) den eigenen Ergebnissen vorangestellt (KZV 3 = Var. 3.1; KZV 4 = Var. 3.2; KZV 5 = Var. 4.1; KZV 6 = Var. 4.2; KZV 7 = Var. 5.1; KZV 9 = Var. 5.3; KZV 10 = Var. 6.1; KZV 11 = Var. 6.2; KZV 12 = Var. 6.3).



Neue Bezeichnungen: KZV 3 = Var. 3.1; KZV 4 = Var. 3.2; KZV 5 = Var. 4.1; KZV 6 = Var. 4.2; KZV 7 = Var. 5.1; KZV 9 = Var. 5.3; KZV 10 = Var. 6.1; KZV 11 = Var. 6.2; KZV 12 = Var. 6.3

Abbildung 9.2: Atmungsaktivität und Rottegrad nach der Stabilisierung

Im Diagramm Abb. 9.2 ist horizontal der Grenzwert der deutschen AbfAbIV von $5 \text{ mg O}_2 / \text{g TS}$ für mechanisch-biologisch behandelte Abfälle, Deponieklasse II, abgebildet. Der zur Atmungsaktivität korrelierende Rottegrad wurde dem Methodenbuch zur Analyse von Kompost der Bundesgütegemeinschaft Kompost von 1998 entnommen. Die Atmungsaktivität erlaubt eine Aussage über den Gehalt an biologisch leicht abbaubaren Stoffen im stabilisierten Feinmaterial. Anhand des Sauerstoffverbrauches ist eine Beurteilung des Rottegrades möglich. Der Zusammenhang zwischen Temperatur, Atmungsaktivität und Rottegrad ist in Tabelle 9.1 dargestellt [BGK 1998].

Die Güte der Proben aus der CarCo Anlage, Rottegrad II, resultiert aus der schnellen Austrocknung der Organikfraktion ($< 70 \text{ mm}$) in den Dreiecksmieten im untersuchten Sommerhalbjahr. Dabei erfolgte eine Mumifizierung und keine Biodegradation des Materials. Eine Beregnung der Mieten und Überdachung der Arbeitsflächen ist dringend notwendig und würde zu einer erheblichen Qualitätsverbesserung führen. Das Kompostwerk produziert Kompost zweier Gütestufen. Die erste Qualität ($< 10 \text{ mm}$) ist ein ausgereifter Fertigungskompost mit dem Rottegrad IV. In der zweiten Güteklasse ($10 - 20 \text{ mm}$) wird aufgrund einer unzureichenden Reife nur der Rottegrad II erreicht. Ursachen sind eine zu kurze Rottedauer, ein zu geringer Wassergehalt sowie eine mangelnde Belüftung. Dadurch stagniert der Rotteprozess schon nach Umsetzung der leicht abbaubaren organischen Substanz, bevor schwer abbaubare Materialien mikrobiell angegriffen werden.

Tabelle 9.1: Zusammenhang von AT4 und Rottegraden nach Jourdan [BGK 1998]

| Rottegrad | Temperaturmaximum in $^{\circ}\text{C}$ | Sauerstoffverbrauch AT_4 in $\text{mg O}_2 / \text{g TS}$ | Produktbezeichnung |
|-----------|--|--|--------------------|
| I | > 60 | > 40 | Kompostrohstoff |
| II | $60 - 50,1$ | $40 - 28,1$ | Frishkompost |
| III | $50 - 40,1$ | $28 - 16,1$ | Frishkompost |
| IV | $40 - 30,1$ | $16 - 6,1$ | Fertigungskompost |
| V | ≤ 30 | ≤ 6 | Fertigungskompost |

Die neun Proben der untersuchten Varianten bestätigen die Rückschlüsse aus den Gasanalysen: Mit einer quer belüfteten, ausreichend dicken Speicher- und Belüftungsschicht, hier $0,6 \text{ m}$, $1,2 \text{ m}$ Frischmüll und $0,2 \text{ m}$ Deckschicht werden die Stabilitätskriterien der deutschen Deponieklasse II

eingehalten, wenn eine Starthilfe durch einfache Gebläse gegeben und fehlerfrei gearbeitet wird (Untervariante 4.1, 6.1, 6.2, 6.3). Nach sorgfältigem Einbau und ausreichender Zeit wird diese Stabilität auch ohne Starthilfe erzielt (Untervariante 3.2). Die sehr guten Ergebnisse von 6.1 bis 6.3 belegen die Leistungsfähigkeit sowie die erfolgreiche Optimierung des Verfahrens. Bei diesen Proben war ein AT_4 kleiner als 5 mg O_2 mg/g TS nachweisbar. Damit wurden die strengen deutschen Stabilitätskriterien der Deponieklasse II eingehalten. Eine Nutzung des Materials als Kompost ist aufgrund des Rottegrades V (Fertigkompost) möglich. Bei einem Einsatz als Bodenverbesserungsmittel wäre der Stabilisierungsprozess eher zu unterbrechen, um den pflanzenphysiologisch günstigeren Rottegrad IV zu erreichen. Die Sauerstoffzehrung eines Frischmülls wird als Vergleich in den Untersuchungen von Spillmann et al. Hrsg. (2009) mit 290 mg O_2 mg/g TS angegeben. Ein permanent aerob stabilisierter Abfall kann hingegen mit 4,7 - 12,6 mg O_2 mg/g TS auf dem sehr geringen Niveau der Zehrung eines nährstoffreichen Waldoberbodens (A-Horizont eines Mischwaldes) liegen.

9.1.3 Eluatuntersuchungen

Die Feinfraktionen von drei Varianten wurden in Deutschland hinsichtlich ihrer Eluatkriterien untersucht. Als Grundlage diente der Anhang 2 der *Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen* (AbfAbIV) für mechanisch-biologisch vorbehandelte Abfälle. Bei einer Zuordnung zu Deponien sind u. a. die in Tabelle 9.2 aufgeführten Eluatkriterien einzuhalten. Die Abkürzung k. A. steht für *keine Angabe*, n. n. für *nicht nachweisbar* und *fett markierte* Daten überschreiten die Grenzwerte. Die Tests dazu erfolgten in der *Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt* (LUFA) Rostock nach den standardisierten Methoden der AbfAbIV. Die Untersuchungen konnten aus Kostengründen nur für die Hauptvarianten 1 und 2 sowie für die Untervariante 6.2 durchgeführt werden. Der unregelmäßige Entnahmezeitpunkt der Proben ist mit den Rückflugterminen des Autors nach Deutschland zu begründen. Alle Daten, ausgenommen zwei TOC-Werte für die Anfangsphase der ungünstigen Hauptvariante 1 und 2, erfüllen die Zuordnungskriterien der deutschen AbfAbIV für mechanisch-biologisch vorbehandelte Abfälle (*Stand der Praxis*). Wichtige Grenzwerte der toxisch wirkenden Elemente erfüllen sogar die Kriterien der Deponieklasse I für thermisch behandelte Abfälle. Die stark erhöhten TOC - Werte und der korrelierende Ammonium-Stickstoffgehalt für Hauptvariante 1 nach 4 Monaten und Hauptvariante 2 nach 2 Monaten belegen die im Kapitel 7 beschriebenen Probleme für den verzögerten Rotteverlauf dieser beiden Mieten.

Ursachen dieser Probleme waren:

- Eine mit 1,6 m Stärke überdimensionierte Abfallschicht,
- Unzureichende passive Belüftung,
- Zu weite Rohrabstände und
- Vernässungsbereiche in Variante 1a durch den Beregnungsversuch.

Tabelle 9.2: Eluatuntersuchungen der Feinfraktion

| Eluatkriterien | AbfAbIV Anhang 2 | Variante 1 25.11.00 4 Monate | Variante 1 24.09.01 14 Monate | Variante 2 25.11.00 2 Monate | Variante 2 24.09.01 12 Monate | Variante 6.2 10.06.02 9 Monate |
|------------------------------------|--------------------------------|------------------------------------|-------------------------------------|------------------------------------|-------------------------------------|--------------------------------------|
| ph-Wert | 5,5 – 13 | 7,3 | 7,3 | 6,7 | 7,5 | 7,4 |
| Leitfähigkeit | ≤ 50.000 µS/cm | 7350 µS/cm | 5560 µS/cm | 8070 µS/cm | 5150 µS/cm | 5420 µS/cm |
| TOC | ≤ 250 mg/l | 1537 mg/l | 10,93 mg/l | 2020 mg/l | 11,51 mg/l | 12,49 mg/l |
| Arsen | ≤ 0,5 mg/l | 18,5 µg/l | 29,2 µg/l | 31,9 µg/l | 24,9 µg/l | 7,7 µg/l |
| Blei | ≤ 1 mg/l | 14,2 µg/l | 3,1 µg/l | 60,8 µg/l | 4,6 µg/l | 4,5 µg/l |
| Cadmium | ≤ 0,1 mg/l | 0,34 µg/l | 0,3 µg/l | 0,6 µg/l | 0,3 µg/l | 0,3 µg/l |
| Chrom – VI | ≤ 0,1 mg/l | k. A. | 49,4 µg/l | k. A. | 49,1 µg/l | 23,9 µg/l |
| Kupfer | ≤ 5 mg/l | 162 µg/l | 63 µg/l | 108 µg/l | 57,5 µg/l | 122 µg/l |
| Nickel | ≤ 1 mg/l | 324 µg/l | 65 µg/l | 303 µg/l | 53,2 µg/l | 1,5 µg/l |
| Quecksilber | ≤ 0,02 mg/l | n. n. | < 0,01 µg/l | n. n. | < 0,01 µg/l | < 0,01 µg/l |
| Zink | ≤ 5 mg/l | 705 µg/l | 119 µg/l | 1,964 mg/l | 120 µg/l | 74,4 µg/l |
| Fluorid | ≤ 25 mg/l | < 50 µg/l | k. A. | < 50 µg/l | k. A. | k. A. |
| Ammoniumstickstoff | ≤ 200 mg/l | 111 mg/l | k. A. | 156 mg/l | k. A. | k. A. |
| Cyanide | ≤ 0,5 mg/l | n. n. | k. A. | n. n. | k. A. | k. A. |
| AOX | ≤ 1,5 mg/l | 226 µg/l | 740 µg/l | 238 µg/l | 990 µg/l | 542 µg/l |
| Atmungsaktivität - AT ₄ | ≤ 5 mg O ₂ /g TS | k. A. | k. A. | k. A. | k. A. | 2,0 mg O ₂ /g |

Auch nach anfänglich stagnierendem Rotteverlauf wurden nach 12 bzw. 14 Monaten Standzeit dieselben Ergebnisse erzielt wie mit der optimalen Untervariante 6.2 nach 9 Monaten. Innerhalb von zehn Monaten konnte demnach mit den Varianten 1 und 2 der TOC-Wert auf weniger als ein Hundertstel des Anfangswertes gesenkt werden. Mit diesen Rottedauern können auch in Schwellen- und Entwicklungsländern mit aridem Klima gültige mitteleuropäische Ablagerungsnormen eingehalten werden. Der Zeitpunkt der Endlagerfähigkeit des Materials, ob 9 oder 12 Monate, hängt primär von ökonomischen Aspekten ab, diese implizieren sekundär die technologische Umsetzung. Die Ergebnisse zeigen, dass es mit einer technisch einfachen, aber sehr effektiven MBA gelungen ist, ein biologisch weitgehend inertes Material zu erzeugen. Durch eine neunmonatige Rotte wurde eine naturintegrierbare Feinfraktion gewonnen, die nachhaltig sicher endgelagert werden kann. Die Qualität der aeroben Stabilisierung wird besonders deutlich, da sie alle Zuordnungskriterien für die Deponieklasse I des Anhangs 1 (AbfAbIV), ausgenommen die AOX - Werte, erfüllt. Der TOC - Wert von 20 mg/l konnte zur Hälfte unterschritten werden. Um die Leistungsfähigkeit des Teheraner Modells (Organikanteil nach der Vorbehandlung > 70 %) zu belegen, wird die Abnahme der TOC - Konzentrationen mit der des *Faber Ambra*[®] Verfahrens auf der Deponie Meisenheim verglichen. Nach 3 Monaten Rotte lag der deutsche Wert bei 328 mg/l und konnte bis zum 13. Monat um ca. 75 % auf 80 mg/l gesenkt werden (Faber Ambra 2000; Maak 2001).

9.1.4 Schwermetallgehalte der Feststoffe

Schwermetalle sind vorrangig im erdähnlichen Feinmaterial enthalten. Da die huminstoffähnlichen Substanzen mit zunehmender Stabilität Schwermetalle komplexieren, kann der biologische Abbau einen wesentlichen Beitrag zu deren Festlegung leisten. Eine weitgehend gerottete Substanz bindet nicht nur Schwermetalle, sondern bildet mit Tonmineralen stabile Komplexe, welche z. B. auch im sauren Milieu resistenter als reine Stoffe sind. Der notwendige Behandlungsaufwand für die Feinfraktion vor deren Nutzung hängt primär vom Schwermetallgehalt und von dessen Mobilisierbarkeit ab [Spillmann 2002]. Als Eintragsquellen von ausgewählten Schwermetallen in den Siedlungsabfall sind folgende Pfade zu nennen:

Quecksilber: Haupteinsatzgebiet von metallischem Quecksilber sind Batterien, elektrische und elektronische Bauteile. Wegen seiner hohen Leuchtintensität in Verbindung mit variierbaren Beschichtungen kommt es in der Lampentechnik zum Einsatz. Quecksilber dient ferner als Füllung für Thermometer, Barometer und Manometer und ist in Farben und Lacken (Pigmente) enthal-

ten. Die Verwendung von organischen und anorganischen Hg-Verbindungen als Fungizide, Insektizide und als Antifoulingfarben (Holzschutzmittel) ist in Entwicklungs- und Schwellenländern noch sehr wahrscheinlich.

Blei: Blei wird vorwiegend über folgende Quellen in Abfälle eingetragen: Akkumulatoren, Farben und Lacke (Pigmente), Metalle (Legierungen z. B. Messing und Lötzinn), Druckgusswerkstoffe oder über PVC-Additive.

Cadmium: Batterien, Akkumulatoren, Farben und Lacke (Pigmente), PVC (Stabilisatoren) sowie Metalle (Legierungen, Korrosionsschutz).

Chrom: Verchromte Metalle (Korrosionsschutz, Legierungen (Stahl)), Farben und Lacke (Pigmente), Leder (Gerbung) und Holzschutzmittel [Flamme u. Grundmann 2004].

Die abgesiebten Feinfraktionen des Kompostwerkes, Qualitätsstufe 1 und 2, sowie sechs Varianten des Forschungsvorhabens wurden regelmäßig auf Schwermetallbelastungen getestet. Die Analysen (*Tests Iran*) erfolgten in der Azad Universität Teheran, Naturwissenschaftliche Fakultät sowie im Institut für Bodenkunde in Quom. Hinsichtlich der verwandten Untersuchungsmethoden erfolgten keine Aussagen. Die Ergebnisse der Untersuchungen (*Tests Deutschland*) stammen von der LUFA in Rostock. Analysiert wurden je zwei Proben der Variante 1 und 2 sowie eine Probe der Untervariante 6.2, wobei die in der BioAbfV vorgeschriebene Methodik genutzt wurde. Die Mittelwerte aller Laborergebnisse sind in Tabelle 9.3 zusammengefasst. Als Vergleichsrichtlinien dienen:

- Standard für Müllkomposte in Entwicklungsländern der Weltbank von 1997 und
- Standard Klasse 1 der deutschen Bioabfallverordnung (BioAbfV) von 1998.

Ursache der Schwankungsbreite der Daten innerhalb eines Elementes für die einzelnen Varianten sind Unterschiede in der Abfallzusammensetzung und in der jeweiligen Vorbehandlung. Die ermittelten Schwermetallbelastungen in der Feinfraktion liegen z. T. über den zulässigen Grenzwerten, eine Ausnahme bildet das Element Nickel. Als Konsequenz müsste die Getrennterfassung der Abfälle angestrebt werden. Leicht realisierbare Maßnahmen betreffen die Vorauswahl der Abfälle bei der Erfassung sowie eine optimierte Auslese von Störstoffen hinsichtlich der Schwermetallfracht. Dazu gehören in Teheran vor allem Batterien und Kunststoffe. Eine Verwertung der Feinfraktion als Kompost für die landwirtschaftliche Nutzung sollte gegenwärtig ausgeschlossen werden. Somit verbleibt nur die Endlagerung. Die Relevanz von Untersuchungen der Feinfraktion hinsichtlich vorhandener Schwermetalle unterstreicht Eschkötter [2002]. In ihr konzentrieren sich über die Hälfte aller Schwermetallfrachten, außer Cadmium. Der Anteil von Blei und Zink beträgt ca. 70 % der Gesamtfracht. Eschkötter belegte weiter, dass die Fraktion harte Kunststoffe, z. B. PVC, mit ihren vielen Additiven, hohe Schwermetallfrachten aufweist. Vorrangig sind die Elemente Kupfer, Cadmium und Blei vertreten. Der Abfall in Teheran enthält einen durchschnittlichen Kunststoffanteil von 7 %. Da bei der Auswahl des Inputs in das Kompostwerk zielgerichtet Abfälle mit hohen Kunststoffanteilen bevorzugt werden, ist ein Eintrag der Schadstoffe auf diesem Pfad nachvollziehbar. Eine ebenfalls hohe Schwermetallfracht weist die Fraktion Holz auf. Hier dominieren Arsen, Nickel und Kupfer, die vorwiegend in Holzschutz- und Imprägniermitteln enthalten sind. Eine Belastung durch die Holzfraktion ist in Teheran, bei einem Gesamtholzanteil von einem Prozent, nicht wahrscheinlich. Das Element Arsen wurde bei den Laboruntersuchungen nicht berücksichtigt.

Tabelle 9.3: Mittelwerte der Schwermetallbelastungen der Feinfraktion

| | Proben | Zink mg/kg | Cadmium mg/kg | Blei mg/kg | Kupfer mg/kg | Nickel mg/kg | Chrom mg/kg |
|--------------------------|-------------------|---------------|------------------|---------------|-----------------|-----------------|----------------|
| Tests Iran | | | | | | | |
| Kompostwerk | Qualitätsstufe 1 | 651,8 | 15,4 | 87,5 | 578,8 | 43,0 | 7,0 |
| | Qualitätsstufe 2 | 950,7 | 2,4 | 142,5 | 803,3 | k. A. | k. A. |
| Kaminzugverfahren | Hauptvariante 1 | 396,2 | 2,0 | 222,5 | 178,5 | 6,0 | 42,0 |
| | Hauptvariante 2 | 431,4 | 4,8 | 91,5 | 240,5 | 9,0 | 49,0 |
| | Untervariante 3.2 | 410,0 | 3,0 | 94,0 | 254,0 | k. A. | k. A. |
| | Untervariante 4.1 | 522,0 | 2,2 | 107,0 | 440,0 | k. A. | k. A. |
| | Untervariante 5.1 | 920,0 | 2,7 | 70,0 | 278,0 | k. A. | k. A. |
| | Untervariante 6.1 | 140,0 | 2,3 | 187,0 | 431,0 | k. A. | k. A. |
| Tests Deutschland | | | | | | | |
| Kaminzugverfahren | Hauptvariante 1 | 414,0 | 0,8 | 146,9 | 230,0 | 33,7 | 68,9 |
| | Hauptvariante 2 | 497,5 | 0,9 | 156,9 | 260,5 | 36,3 | 71,1 |
| | Untervariante 6.2 | 463,0 | 1,2 | 65,3 | 273,0 | 38,1 | 80,5 |
| Richtlinien | | | | | | | |
| | Weltbank | 300,0 | 3,0 | 150,0 | 80,0 | 50,0 | 50,0 |
| | BioAbfV | 400,0 | 1,5 | 150,0 | 100,0 | 50,0 | 50,0 |

Im Diagramm Abb. 9.3 erfolgt die Gegenüberstellung der Daten der Kompostwerk - Technologie mit denen des Kaminzugverfahren Teheraner Modell als Vergleich sind die internationalen Standards bezüglich der Belastung der Feinfraktion aufgelistet. Als Datenbasis dienen alle iranischen Messwerte, deren Mittelwerte veranschaulicht sind. Die durch das Kaminzugverfahren Teheraner Modell erzeugte Feinfraktion weist bei Zink, Kupfer und Nickel deutlich niedrigere Werte auf, während im Kompostwerk das Element Chrom in geringerer Konzentration vorliegt. Die Bleibelastungen sind annähernd gleich. Unterstützend wirkte sich die Verwendung von Abfällen anderer Zusammensetzungen und Vorbehandlungen aus.

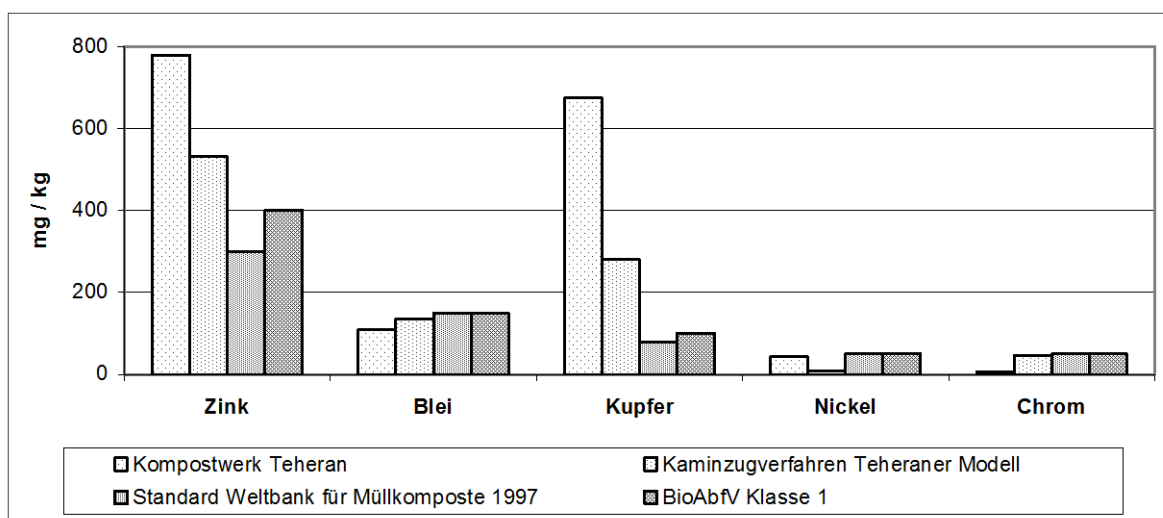


Abbildung 9.3: Diagramm der Feinfraktionsbelastung im Kompostwerk und beim Kaminzugverfahren

9.1.5 Pathogene Mikroorganismen

Im Jahre 2002 fanden zweimal parasitologische Tests am Pasteur Institut in Teheran statt. Diese Untersuchungen bezüglich pathogener Mikroorganismen erfolgten zum Nachweis der hygienischen Unbedenklichkeit des Kompostes. Analysiert wurden die zwei Qualitäten aus dem Kompostwerk sowie die Feinfraktionen aller Varianten des Forschungsvorhabens. Auf der Basis international standardisierter Verfahren erfolgte die Untersuchung hinsichtlich folgender Krankheitserreger:

- Milzbrand (*Bacillus anthracis*)
- Cholera (*Vibrio cholerae*)
- E. Coli (*Escherichia*)
- Bakterielle Ruhr (*Shigella*)
- Typhus (*Salmonellen*)
- Tetanus (*Clostridium tetani*)
- *Clostridium botulinum* und
- *Bacillus spec.*

Alle Befunde der 28 untersuchten Proben waren negativ. Die zur Hygienisierung erforderliche Mindesttemperatur von ca. 55 °C über einen Zeitraum von zwei Wochen wurde in allen Bereichen der Rottekanäle bzw. der -mieten sicher erreicht. Die Feinfraktion stellt somit keine Gefährdung für Personal und Anwender dar.

9.1.6 Folgerungen zur stofflichen Verwertung in der Landwirtschaft

Der dringende Bedarf an Bodenverbesserungsmitteln in ariden Gebieten erfordert die Nutzung der gewonnenen Feinfraktion als Kompost. Gegenwärtig liegen die Schwermetallbelastungen in einigen Fällen oberhalb gültiger Grenzwerte. Hervorzuheben ist, dass die Feinfraktion des Kaminzugverfahrens einen wesentlich niedrigeren Belastungsgrad aufweist, als der Output des Kompostwerkes. Der Qualitätsvorteil resultiert sehr wahrscheinlich aus der besseren Vorauswahl der Abfälle. Das Endprodukt des Kompostwerkes wird trotz dieser Schadstoffkonzentrationen verkauft. Um die Konzentrationen zu senken, muss als erster Schritt eine Entfrachtung des Ausgangsmaterials bzw. ein anderes Sammelgebiet angestrebt werden. Nach Kenntnis des Autors (vgl. Kap. 3) können die Grenzwerte in Teheran eingehalten werden, wenn die Auswahl und die Vorbehandlung verändert werden und kontinuierlich Kontrollen erfolgen. Die Einführung einer Getrennterfassung der Bioabfälle wäre als zweiter Schritt zu realisieren. Durch den begrenzten finanziellen Etat der Stadtabfallbehörde Teherans in den nächsten Jahren können diese Maßnahmen nur in Ansätzen realisiert werden, da aktuelle Probleme, wie z. B. das Erschließen einer neuen Deponie sowie Instandsetzungen der Umladestationen und des Fuhrparks, die Mittel binden.

Kompost ist essentiell für die landwirtschaftliche Produktion auf nährstoffarmen basischen Standorten erforderlich. Der Preis dafür muss den geringen finanziellen Mitteln der Landwirte vor Ort angepasst sein. Bei Mineraldüngern beträgt er für Phosphor/Kalium ca. 60 €/Mg und für Stickstoff ca. 42 €/Mg. Diese im Gegensatz zu Kompost hohen Preise werden bereits staatlich subventioniert. In der Vergangenheit kaufte der Iran aus Deutschland Kunstdünger im Werte von 25 Mio. € pro Jahr [Roghani 2002]. Somit ist es dringend erforderlich, den Kompost von Schwermetallen zu entfrachten und diesen der Landwirtschaft als preiswerte sowie ökologisch günstige Alternative zur Verfügung zu stellen.

Der durch Vorauswahl und mechanische Aufbereitung beschriebene Lösungsweg zur Minimierung der Belastung erfordert perspektivisch das strikte Einhalten folgender Prämissen:

- Separierung von Abfällen mit hohen Organikgehalten und geringen Verunreinigungen, z. B. aus Gemüsebazaren, der Lebensmittelindustrie, Grünschnitt oder Parkabfällen,
- Effiziente Abtrennung der Metalle durch eine Magnetabscheidung vor der Rotte und
- Intensivierte händische Aussortierung aller Störstoffe aus der Feinfraktion vor der Rotte (vor allem Batterien, Kunststoffe und Holz).

Je genauer die Stör- und Schadstoffauslese im Rahmen einer Vorbehandlung erfolgt, umso geringer wird die Belastung der Emissionen und Rotteprodukte mit toxischen Substanzen ausfallen. Perspektivische Forschungsarbeiten sollten sich daher verstärkt mit den Wechselwirkungen zwischen der Kompostapplikation und der Aufnahme sowie dem Verbleib von Schwermetallen in den Pflanzen beschäftigen. Diese sind von verschiedenen Faktoren abhängig. Dazu gehören: Pflanzen- und Bodenart, pH-Wert, Standort, Nährstoffhaushalt, Häufigkeit der Applikation oder Bindung der Schwermetalle an Huminstoffen im Kompost. Anzumerken ist der Fakt, dass einige Schwermetalle essentielle Spurenelemente für die Pflanzen sind, so z. B. Zink und Kupfer. Kritische Elemente stellen Quecksilber, Chrom und Cadmium dar. Bei der Übernahme der deutschen Schadstoffgrenzwerte ist zu beachten, dass bereits hohe Schwermetallausgangslastungen der Böden vorliegen können, verursacht durch Industrieemissionen über den Luftpfad sowie Mineraldüngeraufträge. Deshalb sind für jeden Einzelstandort spezifische Analysen vorzunehmen, um Aussagen zur Unbedenklichkeit des eingesetzten Kompostes zu machen.

Die untersuchten Komposte weisen nur geringe Grenzwertüberschreitungen, vorwiegend bei den essentiellen Schwermetallen, auf. Daher vertritt der Verfasser die gezielte Applikation dieser als Spurendünger, unter Beachtung der Hintergrundgehalte in den Böden. Die schwache Industrialisierung und der geringe Einsatz von Mineraldüngern im Iran lassen niedrige Ausgangslastungen der Nutzflächen erwarten. Des Weiteren wirken sich die basischen Böden positiv aus. Kommt eine erhöht belastete Feinfraktion zum Einsatz, dann ist darauf zu achten, dass diese - als Bodenverbesserungsmittel - nur auf Flächen aufgebracht wird, wo unmittelbar kein Gefährdungspotential besteht. Solche wären: Deponieabdeckungen, Grünflächen im Kreuzungsbereich, an Autobahnen und Schnellstrassen oder Rekultivierungsgebiete.

Falls die Feinfraktion nicht als Kompost oder Bodenverbesserungsmittel verwendbar ist, bleibt nur die Endlagerung. Für diesen Fall sind die deutschen Grenzwerte der AbfAbIV einzuhalten, um Vorsorge für den Schutz der Umwelt sowie für künftige Generationen zu gewährleisten. Durch die Anwendung des Kaminzugverfahrens Teheraner Modell ist es gelungen, belegt durch die Varianten 6.1 und 6.2, eine ökologisch unbedenkliche ablagerbare Feinfraktion herzustellen. Ihre Atmungsaktivität lag weit unter dem Grenzwert für die Deponieklasse II. Aus ökonomischer Sicht ist abzusichern, dass die Produktqualität ohne großen Kostenaufwand mit einer nur geringfügig längeren Rottedauer erreicht werden kann. Der Output Feinfraktion kann entsprechend dem Belastungsgrad als hochwertiger Kompost genutzt oder als ein gut verdichtbares erdähnliches Stoffgemisch im Dünnschichteinbau auf der Deponie nachhaltig sicher endgelagert werden.

9.2 Grobfraktion

9.2.1 Siebschnitt und Zusammensetzung

Die Beschaffenheit der abgesiebten Grobfraktion, > 30 mm, ist in den Abbildungen 9.4 und 9.5 dargestellt. Hinsichtlich der Qualität und Quantität dieses Outputs erfolgten keine Laboruntersuchungen. Durch die optische Beurteilung des Materials sind folgende qualitative Aussagen mög-

lich: Die Bestandteile waren trocken, gut unterscheidbar, weitgehend frei von Anhaftungen und ergaben nach der Absiebung ein Depot mit einer lockeren Gefügestruktur. Basierend auf der zeitversetzten Entnahme verschiedener Proben konnte deren Zusammensetzung abgeschätzt werden, siehe Diagramm Abb. 9.5. Die Grobfraction eignet sich durch ihre Struktur, Beschaffenheit und Zusammensetzung sehr gut für eine thermische Verwertung. Nach Nassour wird für diese ein Brennwert von ca. 13 MJ/kg angegeben (Nassour 2005). Stoffe mit einem hohen Heizwert sind anteilig mit 75 % vertreten. Mittels geeigneter Trennverfahren, die technisch einfach und kostenverträglich sind, kann das Verbrennungsmaterial separiert werden (Eschkötter 2004). Die Nutzung der thermischen Verwertung eines definierten Stoffstromes führt zu emissionsseitigen Verbesserungen. Derzeit wird diese Fraktion nur endgelagert. Mit der Ausschleusung dieses Wertstoffpotentials aus dem Stoffkreislauf bleiben erhebliche Energiereserven ungenutzt. Aufgrund des Potentials an natürlichen Ressourcen (Erdgas und Erdöl) wird diesem Energieträger von Seiten der Verantwortlichen der Teheraner Abfallbehörde derzeit keine Beachtung geschenkt.



Abbildung 9.4: Beschaffenheit der Grobfraction

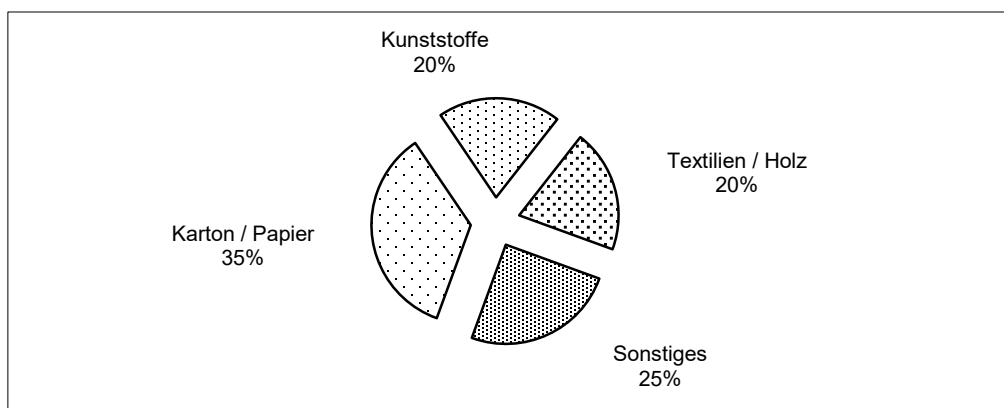


Abbildung 9.5: Zusammensetzung der Grobfraction

9.2.2 Verwertungskonzepte für die Grobfraction

Die MBA dient der Vorbehandlung des Abfalls für eine nachfolgende Verwertung bzw. Endlagerung. Ihr relevanter Vorteil gegenüber der MVA ist die höhere Wertstoffrückgewinnungsrate (Eschkötter 2004). Aus dem gerotteten Material lassen sich mit geeigneter Siebtechnik homogene Stoffströme gewinnen, z. B. eine anhaftungsfreie Kunststofffraktion mit hohem Heizwert, die als schwefelfreier Brennstoff für Hochtemperaturverfahren zur Verfügung steht. Anhaftungen, die durch stärkehaltige Verbindungen bedingt sein können, sind nach der mikrobiellen Aktivität weitgehend beseitigt.

Dabei besteht ein kausaler Zusammenhang zwischen der Homogenität des Stoffstromes, dem Wirkungsgrad der Verwertung und der Preisbildung. Homogene Fraktionen bieten sich für eine thermische Verwertung anstelle von Heizöl in Hochtemperaturprozessen an, weil der Heizwert dem des Öls gleicht, die Kohlenstoffverbindungen entschwefelt und weitgehend chlorfrei sind. Dieser Vorteil gegenüber dem Primärenergieträger Heizöl geht verloren, wenn durch abfalltypische Anhaftungen organische Schwefel- und Stickstoffverbindungen sowie undefinierte Minerale einschließlich Chlorid in das System eingetragen werden [Spillmann 2002].

Durch solche Brennstoffe können Primärenergieträger substituiert und klimarelevante Emissionen von Treibhausgasen reduziert werden. Dabei muss betont werden, dass die zuletzt genannte Anforderung auch die größtmögliche Verwertung der organischen Substanz im Restabfall einschließt, die ein beachtliches CO_2 - neutrales Energiepotential darstellt, und dessen Nutzung einen wichtigen Beitrag zum Klimaschutz leisten kann [Kirschbaum u. Orth 2001].

Die Frage, welche Fraktion des Restabfalls einer stofflichen oder energetischen Verwertung zugeführt werden soll, ist nach folgenden Kriterien zu entscheiden [Mergler 2001]:

- Erfüllung der rechtlichen Vorgaben an eine umweltverträgliche Behandlung,
- Optimierung der Kosten,
- Eignung zur dezentralen Anwendung (größere Akzeptanz durch Regionalisierung der Wertschöpfung, effektivere Anpassung an ein sich änderndes Abfallaufkommen unter Einbeziehung vorliegender territorialer Bedingungen),
- optimale Nutzung aller verwertbaren Komponenten durch entsprechende Stoffstromtrennung.

Eine preisgünstige nachhaltige Lösung wurde an der Universität Rostock entwickelt, die selbst in Entwicklungsländern finanzierbar ist. Sie beruht darauf, dass in einem Wirbelschichtofen die Sandfüllung als Reaktor genutzt wird. Die zu behandelnden und umzuwandelnden Abfälle werden so aufbereitet, dass sie oberhalb des Düsenbodens mit hinreichend konstanter Zusammensetzung zusammen mit den Additiven eingetragen werden, die mit den Reaktionsprodukten der Abfälle stabile mineralische Rückstände bilden. Die thermisch genau gesteuerten Reaktionen sind abgeschlossen bevor die Oberfläche der Sandfüllung von den Reaktionsprodukten erreicht wird.

Die Eignung dieses Verfahrens wurde von Steinbrecht und Neidel (2001) auch für die Siebreste nach der biologischen Abfallbehandlung ("heizwertreiche" Fraktion, aufbereitet als BRAM) nachgewiesen. Da das Verfahren ursprünglich zur Behandlung teer- und ölhaltiger Böden entwickelt wurde, die mit verarbeitet werden können, ist diese Lösung gerade für ein Öl förderndes Land gut einsetzbar. Die Rückstände der gesteuerten thermischen Umwandlung fallen als stabile definierte Minerale an. Sie können zusammen mit dem anstehenden Ton zu einem geologisch stabilen Sediment verarbeitet werden, von dem zeitlich unbegrenzt keine Belastungen für das Trinkwasser ausgehen.

Weitere Forschungsansätze der Universität Rostock, Institut für Abfall- und Stoffstromwirtschaft, zum Thema der Verwendung der hochkalorischen Fraktion in der Region Naher und Mittlerer Osten, werden durch folgende aktuelle Beispiele belegt. Die Arbeit „Waste to Energy Co-incineration a feasible strategy for the MENA Region“ [Nassour, 2012] ist wegweisend für diese Region. Hierzu wurden intensive Recherchen in Ägypten, Syrien, der Türkei, dem Irak und in den VAE durchgeführt.

In der industriellen Mitverbrennung wird die hochkalorische Fraktion (hier „Grobfraktion“ genannt) als ein sekundärer Brennstoff eingesetzt, um Energie und Wärme zu erzeugen. Vorteile dieses Prozesses sind u. a.: Einsparungen bei den fossilen Energieressourcen, finanzielle Einsparungen, Reduktion der Abfallmenge zur Endlagerung sowie geringere Kosten als bei der herkömmlichen Abfallverbrennung. Dieser Prozess spielt in öl- und gasreichen Regionen derzeit noch eine untergeordnete Rolle, wird aber angesichts zunehmender Verknappung dieser Rohstoffe als auch durch die globalen Umweltprobleme (Erderwärmung) immer bedeutender. Die Grobfraktion, gewonnen bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung in Teheran, ist hinsichtlich ihrer Zusammensetzung und Eigenschaften eindeutig definiert.

Die Menge der Grobfraktion ergibt sich aus den prozesstechnischen Parametern des Kaminzugverfahrens (vgl. Kap. 7). Der Energiegehalt wurde zum Zeitpunkt der Untersuchungen mit ca. 13 MJ / Kg (Nassour 2005) angegeben. Damit bietet sich eine Mitverbrennung vor allem in Kohlekraftwerken, Zementwerken resp. Stahlwerken an. Im Iran wären es im wesentlichen Zement- und Stahlwerke, die die Grobfraktion als sekundären Brennstoff zufeuern könnten. Nicht jede Art von Grobfraktion ist für die Verbrennung geeignet. Die wichtigsten Kriterien sind hierbei eine homogene und gleichbleibende Abfallzusammensetzung, einschließlich eines konstanten Anteils an Schadstoffen und Schwermetallen. Eine Klassifizierung der Grobfraktion nach Heizwert und Qualität ist nach der Norm für „Feste Sekundärbrennstoffe“ (DIN EN 15359) einfach möglich. Der meist angewandte technische Weg ist die Verwendung der hochkalorischen Fraktion in Trommelöfen bei der Zementproduktion resp. die Zufeuerung in Hochöfen bei der Stahlproduktion. Beide Wege wären im Iran einfach gangbar, da im Iran, entgegen dem aktuellen weltweiten Trend, Steigerungsraten in der Zement- als auch Stahlproduktion messbar sind.

Der Einsatz von Sekundärbrennstoffen in der Zementproduktion ist gängige Praxis und erfreut sich wachsender Popularität. Dadurch lassen sich zusätzliche Gewinne erwirtschaften, die durch die Reduktion der Produktionskosten, der Bewahrung der fossilen Brennstoffreserven und der Verringerung der Abfallmenge zur Endlagerung resp. zur Verbrennung entstehen, gleichzeitig wird zur Verringerung des globalen Treibhauseffektes beigetragen. Die Verwendung in der Zementproduktion bietet sich auch aus ökologischen Gesichtspunkten an, da hier beim Verbrennungsprozess sehr hohe Temperaturen (bis ca. 1700 °C) erreicht werden, was sich äußerst vorteilhaft hinsichtlich Schadstoffreduzierungen wie Halogenen resp. polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen auswirkt. In den meisten Fällen sind diese Anlagen im Vergleich zur konventionellen Müllverbrennung mit viel effizienteren Abluftfilteranlagen ausgestattet [PCA, 2004].

Erhöhte Chloridgehalte, resultierend aus einer stark verunreinigten Grobfraktion nach der Rotte, wirken sich negativ auf die Zementqualität aus, die u. a. zu Problemen bei Bewehrungen im Beton („Lochfrassbildung“) führt. Des Weiteren sind zu hohe Belastungen durch Schwefel- und Phosphatverbindungen zu vermeiden. Diese haben u. a. nachteilige Wirkungen auf die Abbindegeschwindigkeit oder können durch Volumenvergrößerungen zu „Betontreiben“ führen.

Weitere umfangreiche Forschungsergebnisse zu diesem Thema für die arabische Region - von Marokko bis zum Irak - sind in der Arbeit von Elnaas, Nassour und Nelles [2013] zu finden. In der Promotion von Dr. Pfaff-Simoneit [2012] wird besonders auf die Reduktion von Treibhausgasen durch den Einsatz der Grobfraktion eingegangen. Die Substitution von Energierohstoffen

durch die hochkalorische Fraktion aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung stellt einen signifikanten Faktor bei der Reduktion von CO₂ - Emissionen dar und könnte somit im Emissionshandel geltend gemacht werden.

Der Zementhersteller SECIL aus Portugal nutzt die hochkalorische Fraktion, gewonnen aus MSW, u. a. bei der Zementproduktion in Tunesien und Polen (Barros, 2014). Die KfW Entwicklungsbank unterstützt aktuell ein Projekt in Jordanien mit diesem Ansatz (Pfaff-Simoneit, 2014). Geeignete maschinentechnische Ansätze für eine Herstellung resp. Aufbereitung der hochkalorischen Fraktion aus MSW bietet die Firma Vecoplan® [2013] an.

Der Bau einer MVA oder einer EVA ist für Entwicklungs- und Schwellenländer ökonomisch kaum realisierbar. Die Kosten der Anlagen- und Abgasreinigungstechnik werden auch langfristig nicht durch die Erlöse aus der Energie- oder Wärmegewinnung gedeckt, zumal der hohe Wassergehalt nur im Falle einer vorausgehenden Trocknung des Abfalls eine selbstgängige Verbrennung zulässt.

Im Iran steht als Primärenergieträger Erdöl zur Verfügung, deren Menge energetische Sicherheit für Jahrzehnte bietet, so dass diese Verfahren weitgehend unberücksichtigt bleiben und dem Umweltschutz gegenwärtig nur sekundär Bedeutung beigemessen wird. Auch zum Schutz des Trinkwassers tragen diese stofflich undifferenziert arbeitenden thermische Behandlungsverfahren nicht so wesentlich bei, dass deren Aufwand zur Behandlung der biologisch stabilisierten Siebreste gerechtfertigt wäre. Die mineralischen Rückstände der stofflich undifferenzierten Abfallbehandlung entsprechen nicht den natürlichen Sedimenten und führen deshalb langfristig ebenfalls zur Belastung der Gewässer (Einzelheiten s. Baccini u. Gamper 1994).

10 Einführung des Verfahrens in den Praxisbetrieb der Deponie Teheran

10.1 Technologisch - ökonomischer Ansatz

Von einheimischen Experten aus Schwellen- und Entwicklungsländern wird auf internationalen Tagungen immer wieder darauf hingewiesen, dass die zahlreichen Fehlschläge zur Lösung abfallwirtschaftlicher Probleme vorwiegend auf die Technikgläubigkeit der Entscheidungsträger zurückzuführen sind. Die Planungen werden von international arbeitenden Büros und anbietenden Großfirmen ausgeführt, die im eigenen Interesse technisch aufwendige Lösungen als „Hochtechnologie“ (High-Tech) vorstellen und personalintensive Lösungen als „niedriger technologischer Standard“ (Low-Tech) bezeichnen. Das Gegenteil ist zutreffend. Spitzenqualität wird in allen Ländern stets in Handarbeit erzeugt, gegebenenfalls unterstützt durch Maschinen. Deshalb ermöglichen in kapitalschwachen Ländern die niedrigen Lohnkosten in allen Berufs- und Qualifizierungsstufen die Herstellung von Spitzenqualität in Handarbeit. Übertragen auf die Abfallwirtschaft besteht gerade in kapitalschwachen Ländern logistisch die Möglichkeit, die Abfälle von Firmen und Gewerbe sortenrein zu erfassen und anschließend zu verwerten oder umzuwandeln. Mit zunehmender Finanzkraft ist das System erweiterbar.

Auch bei Trennung am Ort der Entstehung verbleibt ein undefiniertes Abfallgemenge. Die Zerlegung eines mit toxischen Industrieprodukten und -abfällen wenig belasteten Siedlungsabfalls ist möglich, wenn Abfall durch eine gesteuerte Heißrotte entseucht und der organische Anteil bis zur Bildung unlöslicher humusstoffähnlicher Substanzen stabilisiert wird. Das so stabilisierte Gemisch hält alle EU-Stabilitätskriterien ein und ist abwasserfrei in definierte Stoffgruppen trennbar, die sofort oder nach einem weiteren speziellen Arbeitsschritt (z. B. Vererdung nach Husz oder stoffbezogene thermische Spezialbehandlung kleiner Anteile in preisgünstigen Industrieanlagen) verwertet oder in die Natur integriert werden können. [Eschkötter et. al. 2001, 2002]. Dieser Ansatz hat den wirtschaftlichen Vorteil, dass die auch in einfacher Ausführung teure Deponiefläche als Arbeitsfläche genutzt und nicht verfüllt wird. Damit entfallen äußerst intensive und langfristige Deponiekosten, wie die Klärung hochbelasteter Sickerwässer, Gasbehandlungen sowie die Aufwendungen für den Deponiebetrieb. Zu beachten ist dabei, dass die Behandlungskosten nicht die Einsparungen überschreiten dürfen. Das ist mit den zurzeit in Deutschland propagierten technisch aufwendigen Anlagen nicht zu erzielen.

Für die Stadt Teheran, mit wüstenähnlichen Bedingungen, konnten mit minimalem Kapitalbedarf alle Qualitätskriterien der modernen Abfallwirtschaft (Vergleichsbasis Deutschland) eingehalten werden:

- Betriebsfläche: naturdichter Standort, geplant
- geringe Massenbewegungen: statische Mieten
- nur wenige einfache Geräte: Grobzerkleinerer mit Scheibenseparator, Radlader
- Gasaustausch: Naturzug, einfache Gebläse als Starthilfe, biologischer Gasfilter auf der Mietenoberfläche
- Sickerwasserkreislauf: selbstgänglich im Inneren der Miete
- keine Emissionen durch Umsetzungsvorgänge, der Umsetzer wird eingespart.

10.2 Konstruktionsprinzip der Anlage

Im Herbst 2001 wurde das vom Verfasser entwickelte Verfahren in den Praxisbetrieb der Deponie Teheran übernommen („Teheraner Modell“). Diese Entscheidung traf die Stadtabfallbehörde O.W.R.C. in Teheran, nachdem das Verfahren zwei Jahre erprobt war und überzeugende Ergebnisse erbrachte. Zur Entscheidungsfindung trugen folgende Aspekte maßgebend bei:

- Wegfall von Sickerwasseremissionen,
- Reduktion des Abfallvolumens um über 50 %,
- Geringe Gas- und Geruchsemissionen,
- Kein Auftreten von Vektoren,
- Abfallbehandlung erfolgt ohne Bewässerung,
- Einfache Technologie,
- Geringe Behandlungskosten und keine Kreditfinanzierung.

Das Ingenieurbüro *Sisabkt* und der Autor wurden beauftragt, eine Behandlungsanlage für eine tägliche Kapazität von 1.000 Mg / Tag zu konzipieren. Damit kann nach deren Fertigstellung etwa ein Achtel der täglich angelieferten Siedlungsabfälle mechanisch-biologisch behandelt werden. Nach einer langwierigen Planungs- und Entwurfsphase konnten im Frühjahr 2002 die Baupläne sowie zugehörige Unterlagen an die Leitung der O.W.R.C. übergeben werden.

Tabelle 10.1: Spezifische Planungsschwerpunkte

| Aspekt | Lösungsvariante |
|--------------------------------------|--|
| Abfallanlieferung nur nachts | - Vorhalten genügend großer Lagerflächen - Erfassung und Behandlung der austretenden Sickerwässer |
| Hohe Anlieferungsfrequenz | - Großer Wendekreis für die Tieflader |
| Starke Winde auf dem Depo-niegelände | - Vermeiden eines Austrages von Abfällen - Aufbau hoher Windfangzäune |
| Keine Beschädigungen am Shredder | - Aufbau einer Arbeitsfläche mit drei Niveauhöhen - Berührungen des Shredders durch andere Maschinen ausschließen |
| Hohes Verkehrsaufkommen | - Getrennte Straßen für Anlieferung und Abholung |

In Abbildung 10.1 ist der Kernbereich der Anlage dargestellt. Für die Baukosten wurden ca. 400.000 € veranschlagt. Ein zentraler Aspekt war die reibungslose Integration der neuen Anlage in den laufenden Deponiebetrieb, so dass für einige Sachverhalte spezielle Lösungen konzipiert werden mussten, siehe Tabelle 10.1. Nachfolgende Prämissen bestimmen den logistischen Prozess: die Abfallanlieferung hat ausschließlich nachts und die Behandlung nur tagsüber zu erfolgen. Die beladenen Sammelfahrzeuge fahren auf der Anlieferungsrampe rechts an der Anlage vorbei und drehen im vorgesehenen Wendekreis. Sie kippen die Abfälle in das durch eine Betonwand abgetrennte Depot. Mittels Radlader erfolgt das Aufschichten. Am Morgen beginnt die Behandlung. Störstoffe (große Eisenteile etc.) werden aussortiert, bevor die Abfälle mit dem Eu-Rec Shredder Z 85 zerkleinert und homogenisiert werden. Die Beschickung des Z 85 erfolgt über eine Rampe, so dass die Abfälle direkt in seinen Aufnahmetrichter gelangen. Der Durchsatz ist mit stündlich 80 - 120 Mg konzipiert. Das geshredderte Material wird auf LKWs verladen und zur Einbaustelle gebracht. Der großflächige Abholwendekreis verhindert Staus und ermöglicht einen effizienten Abtransport. Um Kollisionen von Fahrzeugen mit der Arbeitstechnik auszuschließen, wurden drei Höhenniveaus angelegt. Die komplette Anlage wird mittels Rinnen permanent in einen technisch belüfteten Speicher entwässert. Sie liegt im Zentrum von fünf je 20 ha großen Flächen, die für den Mietenbau vorgesehen sind. Des Weiteren erfolgt eine Umzäunung mit 5 m hohen Fanggittern, um den Windaustrag zu unterbinden. Die Siebanlage zur Trennung der Fein- und Grobfraktion ist in unmittelbarer Nähe der Behandlungsanlage geplant, wodurch

10.3 Abschätzung der Wirtschaftlichkeit

Für die Realisierung des Bauvorhabens war ein eng bemessener finanzieller Rahmen vorgegeben. Durch intensive Recherchen konnten alle Daten zusammengetragen werden, die eine Wirtschaftlichkeitsberechnung ermöglichten. Die in Tabelle 10.2 dargestellte detaillierte Kostenübersicht ist ausschließlich für Teheran anwendbar. Für andere Standorte sind Modifikationen vorzunehmen. In der Spalte - Bemerkung - sind, wenn nötig, Erklärungen angegeben, wie sich die jeweiligen Einzelpreise errechnen. Die Investitionskosten - Punkt 1 - setzen sich aus vier Komponenten zusammen: Maschinen- und Bautechnik, Mobilgeräte sowie sonstige Investitionskosten. Alle Maschinen müssen aus Deutschland eingeführt werden, da sie speziell für das Kaminzugverfahren konzipiert worden sind. Der Iran kann als Eigenanteil die Bautechnik und Mobilgeräte stellen. Als Rücklage für unkalkulierbare Ausgaben wurde eine Summe unter Sonstige Investitionskosten eingeplant.

Im Punkt 2 - Betriebskosten - werden die anfallenden Kapital- und Betriebskosten ermittelt. Der verwendete Zinssatz und die Abschreibungszeiträume sind jeweils angegeben. Bei 320 Arbeitstagen ergibt sich ein jährlicher Behandlungsinput von 320.000 Mg. Die kalkulierten Verwaltungskosten beziehen sich auf die Betriebskosten, während der Anteil für Wagnis und Gewinn aus den Behandlungskosten errechnet wird. Die iranische Vertragssteuer, Vertragsversicherung und Kautions muss bei jeder Dienstleistung einer Privatfirma an die Stadtverwaltung Teheran abgeführt werden. Sie wurde daher schon im Voraus auf die Kosten aufgeschlagen. Durch die Nutzung der Technologie des Kaminzugverfahrens Teheraner Modell würden in der geplanten 1.000 Mg Behandlungsanlage Kosten in Höhe von 21,03 €/Mg anfallen, dies entspricht einer Gesamtsumme von ca. 6,7 Million Euro jährlich. Das heißt, es müssten zum derzeitig bereitgestellten Behandlungsentgelt von 1,47 €/Mg noch 19,56 €/Mg von der Stadtverwaltung subventioniert werden. Diesem ökonomischen Mehraufwand steht eine Verminderung der Umweltbelastungen auf allen Pfaden entgegen, da ein Achtel der Abfälle umweltgerecht behandelt würden. Die aufgelisteten Kosten für die 1.000 Mg MBA nach dem neuen Kaminzugverfahren sind aus der Sicht des Autors für Entwicklungs- und Schwellenländer realisierbar.

Tabelle 10.2: Kalkulation der Behandlungskosten für 1.000 Mg/d

| Spezifikation | Einheit | Anzahl | Eingabepreis | Zuschlag | Einzelpreis | Gesamtpreis | Bemerkung |
|--|----------|--------|--------------|------------|-------------|---------------------|------------------------------|
| 1.) Investitionskosten | | | | | | | |
| Maschinentechnik | | | | | | | |
| Zerkleinerer | Stück | 2 | 600.000 € | 0% | 600.000 € | 1.200.000 € | - inkl. Überführung und Zoll |
| Scheibenseparator | Stück | 2 | 430.000 € | 0% | 430.000 € | 860.000 € | - inkl. Überführung und Zoll |
| Magnetabscheider | Stück | 2 | 220.000 € | 0% | 220.000 € | 440.000 € | - inkl. Überführung und Zoll |
| Summe | | | | | | 2.500.000 € | |
| Bautechnik | | | | | | | |
| Grundstück | ha | 200 | 0,00 € | 0% | 0,00 € | 0,00 € | - Nutzung v. Deponieflächen |
| Arbeitsfläche bauen | pauschal | 1 | 400.000 € | 0% | 400.000 € | 400.000 € | - Neue Behandlungsanlage |
| Straßen bauen | m² | 8000 | 200,00 € | 0% | 200,00 € | 1.600.000 € | - Anlegen Schotterstraßen |
| Erschließung | pauschal | 1 | 300.000 € | 0% | 300.000 € | 300.000 € | - Zaun, Beleuchtung etc. |
| Elektrik | pauschal | 1 | 300.000 € | 0% | 300.000 € | 300.000 € | - Strom, Trafostation etc. |
| Summe | | | | | | 2.600.000 € | |
| Mobilgeräte | | | | | | | |
| Radlader (groß) | Stück | 5 | 200.000 € | 0% | 200.000 € | 1.000.000 € | - Neukauf im Iran |
| Radlader (mittel) | Stück | 5 | 150.000 € | 0% | 150.000 € | 750.000 € | - Neukauf im Iran |
| LKW | Stück | 5 | 125.000 € | 0% | 125.000 € | 625.000 € | - Neukauf im Iran |
| Summe | | | | | | 2.375.000 € | |
| Sonstige Investitionskosten | pauschal | 1 | | | | 500.000 € | |
| Gesamtsumme | | | | | | 7.975.000 € | |
| 2.) Betriebskosten | | | | | | | |
| Spezifikation | | | | Faktor | Einheit | | |
| Investitionskosten | | | | | | | |
| Gesamtsumme | | | | 1 | € | 7.975.000,00 | |
| Maschinentechnik | | | | | € | 2.500.000,00 | |
| Bautechnik | | | | | € | 2.600.000,00 | |
| Mobilgeräte | | | | | € | 2.375.000,00 | |
| Sonstige Investitionsk. | | | | 1 | € | 500.000,00 | |
| Kapitalkosten | | | | | | | |
| Summe Kapitalkosten | | | | 8% | € | 1.247.255,50 | |
| Maschinentechnik | | | | 10 | € / a | 375.578,20 | |
| Bautechnik | | | | 20 | € / a | 264.765,78 | |
| Mobilgeräte | | | | 15 | € / a | 455.854,12 | |
| Sonstige Investitionsk. | | | | 4 | € / a | 151.057,40 | |
| Betriebskosten | | | | | | | |
| Maschinentechnik | | | | 3% | € | 75.000,00 | |
| Bautechnik | | | | 2% | € | 52.000,00 | |
| Mobilgeräte | | | | 10% | € | 237.500,00 | |
| Sonstige Investitionsk. | | | | 10% | € | 50.000,00 | |
| Personalkosten | | | | 1 | € / a | 496.000,00 | - Ing., Arbeiter, Nachtwache |
| Material Belüftung | | | | 1 | € / a | 448.000,00 | - Rohre, Ventilatoren etc. |
| Material Unterbau / Cover | | | | 1 | € / a | 0,00 | - Nutzung verfügb. Materials |
| Kraftstoff (Diesel) | | | | 0,60 € / l | € / a | 576.000,00 | - 3 l Diesel pro Mg Abfall |
| Summe Betriebskosten | | | | | € / a | 1.934.500,00 | |
| Gesamtkosten | | | | | € / a | 3.181.755,50 | |
| Input | | | | | Mg / a | 320.000 | |
| Kapitalkosten | | | | | € / Mg | 3,90 | |
| Betriebskosten | | | | | € / Mg | 6,05 | |
| Zwischensumme Behandlungskosten | | | | | € / a | 3.181.755,50 | |
| Zwischensumme Behandlungskosten | | | | | € / Mg | 9,95 | |
| Verwaltungsk. (% d. BK) | 20% | | | | € / a | 386.900,00 | |
| Wagnis und Gewinn | 20% | | | | € / a | 636.351,10 | |
| Zwischensumme Behandlungskosten | | | | | € / a | 4.205.006,60 | |
| Zwischensumme Behandlungskosten | | | | | € / Mg | 13,14 | |
| Iranische Vertragssteuer | 15% | | | | € / a | 630.751,00 | |
| Iranische Vertragsversich. | 20% | | | | € / a | 841.001,00 | |
| Kaution | 25% | | | | € / a | 1.051.251,60 | |
| Gesamtbehandlungskosten | | | | | € / a | 6.728.010,20 | |
| Gesamtbehandlungskosten | | | | | € / Mg | 21,03 | |

11 Übertragung der Versuchsergebnisse auf andere Standortbedingungen

11.1 Ausgangsbedingungen

Im Wüstenklima, hier auf der Deponie der Stadt Teheran, konnten mit den eingeschränkten technischen Arbeitsbedingungen kapitalschwacher Länder vom Verfasser die Qualitätskriterien der modernen Abfallwirtschaft nach deutschen Vergleichskriterien eingehalten werden. Selbst in Ländern der Sahelzone können folgende Arbeitsbedingungen finanziert werden, wenn die Ansätze zur Reform der Abfallwirtschaft in Entwicklungsländern, Nassour (2006) und Pfaff-Simoneit (2012), in die Praxis umgesetzt werden:

- geringe Anforderungen an den Standort: schwer durchlässiges Sediment, planiert
- geringe Massenbewegungen während der Abfallbehandlung: statische, großflächige Mieten
- kein Sickerwasser während des Betriebes: Sickerwasserspeicher in der Basis der Mieten, selbstgängiger Gasaustausch mit Naturzug (ggf. mit Starthilfe) und selbstgängigem Sickerwasserkreislauf im Inneren der Miete;
- Ableitung periodischer Starkregen mit Abschirmungen aus Agrarfolien, falls notwendig
- Einfache Maschinenteknik: Grobzerkleinerer, Grobsieb, Radlader, Industrieventilatoren ggf. zur Starthilfe

11.2 Betrieb der Rottemieten

Die mit Naturzug sohlbelüftete Tafelmiete wurde ursprünglich zur aeroben Abfallstabilisierung in humiden Klimagebieten entwickelt und dort im Regelbetrieb erfolgreich eingesetzt. Der in Teheran geführte Beweis, dass dieses System auch unter streng ariden Klimabedingungen genutzt werden kann, lässt den Schluss zu, dass dieses System auch an die dazwischen liegenden Klimazonen angepasst werden kann. Aus den in Teheran gewonnenen Erfahrungen können für die Startbedingungen einer Anpassung bereits folgende Schlüsse gezogen werden:

- Die negativen Ergebnisse des Bewässerungsversuchs, Variante 1a, beweisen, dass dieses System hohe Anforderungen an die Beherrschung des Wasserhaushalts stellt. Die Ausgangsbedingungen können in erster Näherung abgeschätzt werden, wenn der Zusammenhang zwischen folgenden Einflussgrößen hergestellt wird: klimatische Wasserbilanz, Wassergehalt des angelieferten Abfalls, Speicherkapazitäten des Abfalls im Verlauf der Stabilisierung und Wasserproduktion (Spillmann 2009).
- Aus der Beobachtung, dass der Abbau wasserreicher Abfälle in der unteren Mietenzone leicht in saure Gärung umschlägt, ist zu folgern, dass in Gebieten mit gelegentlichen Niederschlägen die Gas- und Wasserdurchlässigkeit wasserreicher frischer Abfällen gesichert werden muss, z.B. durch Zumischen stabilisierter Siebreste.
- Intensive Niederschläge, vor allem Starkregen, müssen in jedem Fall abgefangen und abgeleitet werden. Wenn die Finanzkraft der Betreiber nicht für eine feste Überdachung ausreicht, können mit den bewährten Methoden der Landwirtschaft temporäre Überdachungen aus bewehrten Folien eingesetzt werden. Die Arbeitsfläche muss auch während der Starkregen befahrbar bleiben (z.B. mit Geotextil bewehrte Schotterauflage auf naturdichtem Standort).

- Das System reagiert empfindlich auf Ausführungsfehler. Die in Teheran erzielten Ergebnisse, z. B. die deutschen Grenzwerte einzuhalten, sind nur dann erreichbar, wenn die Arbeiten von gut geschultem, sorgfältig arbeitendem Personal ausgeführt werden und die örtliche Betriebsleitung über die Entscheidungsvollmacht verfügt, das System ohne Einschränkung auszuführen.

11.3 Verwertung der stabilisierten Abfälle

Der Bedarf an preisgünstigem, aber vollwertigem Kompost zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit ist vor allem in Entwicklungsländern vorhanden. Die landwirtschaftliche Verwertung der organischen Abfälle setzt aber voraus, dass industrielle und gewerbliche Abfälle getrennt gesammelt und behandelt werden. Dies ist in Entwicklungsländern möglich, weil aufgrund des geringen Einkommens weiter Bevölkerungsschichten die unregelmäßige private Abfallverwertung bereits übliche Praxis ist. Mit finanziellem Anreiz können diese Tätigkeiten systematisiert und toxische und störende Abfälle gezielt erfasst werden (vgl. Nassour 2006). Zur Behandlung dieser Abfälle sowie zur Reinigung ölkontaminierter Böden sind preisgünstige erprobte Anlagen der Industrie verfügbar (vgl. z.B. Steinbrecht 2004), die auch die Siebreste des biologisch stabilisierten Abfalls weitgehend kostenlos in umweltverträgliche Substanzen umwandeln können. Nach abfallwirtschaftlichen Ansätzen von Nassour (2006) sind diese Behandlungen auch in finanzschwachen Entwicklungsländern finanzierbar. Die Grobfraction (hochkalorische Fraction) kann problemlos in der industriellen Mitverbrennung als sekundärer Brennstoff eingesetzt werden, um Energie und Wärme zu erzeugen. Vorteile sind dabei die Einsparungen von primären, fossilen Energieresourcen als auch Senkungen der CO₂ - Emissionen. Hierfür bietet sich im Iran vor allem die ständige wachsende Zement- als auch Stahlindustrie an. Die Universität Rostock, Fachgebiet Abfallwirtschaft, hat dazu viele Forschungen in der Region EMEA durchgeführt (siehe Kapitel 9.2.2.).

11.4 Auswahl der Aufbereitungstechnik

Die Aufbereitung der Abfälle hat entscheidenden Einfluss auf den Erfolg der Abfallstabilisierung. Die vom Verfasser eingesetzte Maschinenteknik (Grobschredder und Scheibenseparator) ist als Minimum des technisch notwendigen Aufwandes anzusehen. Sie ist nur dann ausreichend, wenn der angelieferte Abfall hinreichend homogen ist, der Wassergehalt zur Rotte ausreicht und keine Klärschlämme mit stabilisiert werden müssen. Anderenfalls ist vor der Rotte eine Homogenisierung definierter, in Vorversuchen zu optimierenden Chargen der Rotte vorzuschalten. Unter deutschen Bedingungen wurde im Dauerbetrieb mit sehr gutem Erfolg im Landkreis Nienburg der Zerkleinerung die Chargenmischung nachgeschaltet. Der Landkreis Bad Kreuznach setzte Chargenmischer mit innenliegenden Reißzähnen zur gleichzeitigen Zerkleinerung und Homogenisierung der Abfälle ein. Diese axial und radial mischenden Trommeln werden seit ca. 80 Jahren zur Sammlung und zum Transport häuslicher Abfälle in großem Umfang verwendet und sind deshalb für Testläufe leicht zu beschaffen (Maak 2003, Eschkötter 2004, Dörrie et al. 2009).

12 Zusammenfassung und Ausblick

In den kapitalschwachen Ländern, in denen ca. 85 % der Erdbewohner leben, belasten die Abfälle heute noch überdurchschnittlich das Grundwasser und die Atmosphäre. Die Abfallbehörde der Stadt Teheran hatte daher die Mitarbeiter und den Autor des Fachgebietes Abfallwirtschaft der Universität Rostock gebeten, das von ihnen entwickelte Verfahren der biologischen Abfallbehandlung mit minimalen technischen Aufwand an die extremen Anforderungen der Stadt Teheran anzupassen. Ziel dieser Promotionsarbeit war es daher, basierend auf

- einer neu erarbeiteten Verfahrenskonzeption bezüglich Mietendetails und vorhandener Technik,
- den experimentellen Untersuchungen und Messdaten und
- zugehörigen Berechnungen und Analysen

ein Gesamtkonzept zur nachhaltigen Behandlung von Siedlungsabfällen für die Stadt Teheran auf der Deponie in Kahrizak aufzuzeigen. Hierbei ging es primär darum, das in den Abfällen vorhandene Schadstoffpotential zu sichern, die endzulagernden Fraktionen zu minimieren sowie eine emissionsarme Kreislaufführung und Naturintegration verwertbarer Teilströme zu ermöglichen.

Mit dem heutigen Stand der Technik ist es effektiv möglich, die im industriell unbelasteten Siedlungsabfall vorhandenen Mikroorganismen so zu steuern und wirksam werden zu lassen, dass dieser in naturintegrierbare (Feinfraktion) als auch in verwertbare Stoffgruppen (Grobfraktion) umgewandelt werden kann. Kontinuierlich über den gesamten Zeitraum der praktischen Arbeiten informierte der Verfasser die Verantwortlichen der Stadtabfallbehörde in Teheran über aktuelle internationale Technologietrends, um entsprechende Unterstützung und zusätzliche finanzielle Mittel zu erhalten.

Das im Rahmen dieser Arbeit neu entwickelte System „Kaminzugverfahren Teheraner Modell“ ermöglicht mit geringem technischem Aufwand eine hohe Betriebssicherheit, ist hygienisch unbedenklich und bietet hervorragende Möglichkeiten zur Refinanzierung durch lokal absetzbare Produkte aus dem Abfall. Es ist des Weiteren in der Lage das anfänglich überschüssige Zellwasser für den mehrwöchigen biologischen Abbau innerhalb der Miete, in interner Zirkulation als auch in der Speicherschicht, zu halten.

Bei dem bisher auf der Deponie in Teheran genutztem Verfahren (Trench Dumping) verläuft der biologische Abbau vollkommen ungesteuert sowie unvollständig. Er wird durch unkalkulierbar lang anhaltende, aber jederzeit reaktivierbare Konservierungen unterbrochen, die das Problem auf mehrere kommende Generationen verlagern. Die gegenwärtig größte Gefahr dabei ist die akute Gefährdung des stetig knapper werdenden Tiefengrundwassers durch Emissionen auf dem Sickerwasserpfad.

Einen grundlegenden deponietechnischen Sachverhalt galt es in Teheran erfolgreich zu bewältigen. In Deutschland wird generell auf einer basisabgedichteten Deponie gearbeitet, um Sickerwassereintritte zu verhindern. In Teheran musste der Wasserhaushalt allein mietenintern gewährleistet werden, ohne das Sickerwasser in die ungedichtete Basis eindringt. Eine solche Aufgabe konnte zuvor noch nicht mit einer statischen Rottemiete gelöst werden.

Diese bereits sehr komplizierte Ausgangssituation wurde durch weitere administratorische Vorgaben der Stadtverwaltung Teheran noch diffiziler. Diese beinhalteten u. a.:

- keine Nutzung von Wasser im Prozessverlauf,
- Verhindern des Auftretens von Vektoren (Vertebraten, Insekten, etc.) sowie
- kein Austrag von Geruchsemissionen.

Alle diese Vorgaben wurden erfolgreich, durch den äußerst innovativen und neuartigen Mieten-
aufbau, erreicht.

Der Verfasser sah sich im Vorfeld mehrfach mit folgenden Einwänden zu dem geplanten neuen Verfahren konfrontiert: Austrocknen der Miete bevor der Abfall hinreichend stabilisiert ist, der kapillare Wasseraufstieg ist sehr gering im Abfall, der Diffusionsstrom des Wasserdampfes ist gegenläufig, etc. Die aus diesem Grunde vor dem Beginn der praktischen Arbeiten getätigten Überschlagsrechnungen für die ungünstigen Annahmen für den Feststoff-, Wasser-, Sauerstoff- und Wärmehaushalt zeigten aber, dass das neue Verfahren für den Standort Teheran tauglich ist. Die rechnerisch abgeleiteten Mietendimensionen fanden danach Eingang in die praktischen Tests und konnten vor Ort weiter empirisch optimiert werden, bis zur finalen Lösung, der mittels Ventilatoren intervallbelüfteten Rottemiete.

Ein weiterer Vorteil des neu entwickelten Verfahrens ist die Nutzung der gewonnen Feinfraktion als Bodenverbesserungsmittel. Hintergrund ist der dringende Bedarf in der Stadt Teheran als auch den umgrenzenden landwirtschaftlich genutzten Gebieten dieser ariden Region. Gegenwärtig liegen die untersuchten Schwermetallbelastungen in einigen Fällen zwar noch geringfügig oberhalb gültiger europäischer Grenzwerte. Dieser Qualitätsnachteil kann aber über eine gezielte Vorauswahl und Vorbehandlung der Abfälle vermieden werden. Eine geplante Einführung der Getrennterfassung für Bioabfälle wäre hier hilfreich und umgehend zu realisieren. Durch den begrenzten finanziellen Etat der Stadtabfallbehörde Teherans ist damit aber in den nächsten Jahren nur in Ansätzen zu rechnen.

Die Nutzung der separierten Grobfraktion ist ein weiter Vorteil des Verfahrens, der aber gegenwärtig noch nicht die Priorität im Iran erfährt. Bei einer industriellen Mitverbrennung dieses sekundären Brennstoffes kann Energie und/oder Wärme erzeugt werden. Vorteile dieses Prozesses sind u. a.: Einsparungen bei den fossilen Energieressourcen, finanzielle Einsparungen, Reduktion der Abfallmenge zur Endlagerung sowie geringere Kosten als bei der herkömmlichen Abfallverbrennung. Dieser Prozess spielt in der öl- und gasreichen Region derzeit noch eine untergeordnete Rolle, wird aber angesichts zunehmender Verknappung der Rohstoffe als auch durch die globalen Umweltprobleme (Erderwärmung) immer bedeutender.

Die Erfolgsgeschichte des Forschungsvorhabens und die Entwicklung des neuen Kaminzugverfahrens Teheraner Modell auf Basis der Sohlbelüfteten Tafelmiete mit Naturzug von Spillmann kann wie folgt zusammengefasst werden.

Das Kaminzugverfahren ist nachweislich das einzige Verfahren, das mit minimaler Technik, großtechnisch seit mehreren Jahrzehnten alle Eluatgrenzwerte europäischer Vorschriften einhalten kann. Immanente Ziele bei der Anpassung an die Bedingungen der Stadt Teheran waren dabei:

- die Einhaltung aller hygienischer Rahmenbedingungen,
- ein sickerwasserfreier Betrieb,
- die Einhaltung von europäischen Stabilitätskriterien zur Ablagerung sowie
- die Herstellung verwertbarer Endprodukte.

Das Kaminzugverfahren wurde für humide Klimabedingungen entwickelt, konnte aber im Rahmen dieser Untersuchungen auch für die extremen Bedingungen in der Stadt Teheran, in aridem Klima, adaptiert werden. Hier ermöglicht es mit minimalem technischem Aufwand qualitativ reproduzierbare Ergebnisse.

Besonders hervorzuheben ist der Fakt, dass in allen Rottephasen eine Versickerung von belastetem Wasser in die undichtete Basis und somit in das Tiefengrundwasser vermieden wurde. Die Leistungsfähigkeit und das Vertrauen der Experten in Teheran in diese neue Verfahren wurde eindeutig unter Beweis gestellt, als die Stadt das Verfahren nach dem Abschluss der Erprobung übernommen und die Tagesleistung im Praxisbetrieb kontinuierlich auf 1000 Mg/Tag gesteigert hat.

Basierend auf den Ergebnissen der vorliegenden Promotionsarbeit soll der nachfolgende Ausblick als Gedankenkonzept für kommende Forschungsarbeiten in Entwicklungsländern mit ähnlichen klimatischen Bedingungen dienen:

- Verringerung der genutzten Flächengröße für die Abfallbehandlung mittels der statischen Rottemiete (Hintergrund ist der sehr hohe Flächenbedarf, welcher nicht überall gegeben ist)
- Reduktion des hohen logistischen Aufwandes für das Verfahren „Teheraner Modell“ durch die Transporte zur Rottemiete und zurück, z. B.: durch Vorbehandlung des Abfalls mit Aufsplittung in getrennte Stoffströme
- Anpassung der eingesetzten Zerkleinerungstechnik an die lokalen Gegebenheiten bezüglich Durchsatzmenge, Abfallzusammensetzung, klimatischer Bedingungen und Redundanz, etc.
- Absiebung des Abfalls direkt nach der Zerkleinerung mittels nachgeschaltetem Scheibenseparator oder ähnlichem Gerät in getrennte Stoffströme (Organik- und Grobfraktion)
- Erhöhung des rückgewonnenen Recyclinganteils nach der Vorbehandlung des Abfalls durch stete Verbesserung der eingesetzten Maschinenteknik
- Verwertung der separierten Stoffströme je nach Zusammensetzung und den gegebenen lokalen Möglichkeiten, z. Bsp.: Behandlung der Organikfraktion mittels Rottemiete und Aufbereitung der Grobfraktion zur thermischen Nutzung in der Zementproduktion
- Verbesserung der Konfektionierung, z. Bsp.: der Grobfraktion nach der Absiebung, basierend auf den Anforderungen der Abnehmer für Sekundärbrennstoffe und der Feinfraktion nach dem Rotteprozess zur Steigerung der Attraktivität im Markt
- Optimierung der verwendeten Belüftungssysteme hinsichtlich Kosteneinsparungen und mögliche Vereinfachungen bei der Lüftungsinstallation

Das neue Kaminzugverfahren Teheran Modell ist ein sehr gutes Beispiel einer nachhaltigen und erfolgreich durchgeführten partnerschaftlichen Entwicklungshilfe im Iran. Die von den Experten, aus Schwellen- und Entwicklungsländern, bei internationalen Tagungen immer wieder bemängelte Technikgläubigkeit der Entscheidungsträger, welche zu unzähligen Fehlschlägen bei der Lösung von abfallwirtschaftlicher Probleme in diesen Ländern bisher weltweit geführt hat, konnte so umgangen werden. Das neu entwickelte Verfahren wurde erfolgreich in den Praxisbetrieb der Deponie Teheran übernommen und arbeitet mit einer täglichen Behandlungskapazität von 1000 Mg/Tag sehr effizient. Die Betriebskosten belaufen sich pro Tonne auf nur knapp 21 €, was ein Drittel der Kosten für eine herkömmliche MBA - Anlage ausmacht. Durch die Übernahme des Verfahrens in den Praxisbetrieb wurden einerseits seine Qualität und zum anderen die finanziellen Vorteile für ein Entwicklungsland wirkungsvoll dokumentiert.

Auf der Deponie der Stadt Teheran, wo ein extremes Wüstenklima herrscht, konnten trotz der eingeschränkten technischen Arbeitsbedingungen mittels des vom Verfasser entwickelten Verfahrens die Qualitätskriterien der modernen Abfallwirtschaft (nach deutschen Vergleichskriterien) eingehalten werden. Als primärer Vorteil dieses neuen Verfahrens ist zu nennen, dass es sich mittels geringer technischer Modifikationen erfolgreich auf andere Schwellen- und Entwicklungsländer in ariden Regionen (z. B. in Afrika) übertragen lässt. Falls die wichtigsten Verfahrensparameter, wie in der Arbeit beschrieben, strikt eingehalten werden, ist der finanzielle Aspekt eindeutig überschaubar.

Literatur

Abduli, M. A., Azimi, E. (2010): Municipal Waste Reduction Potential and Related Strategies in Teheran. Int. J. Environ. Res., 4 (4): 901-012, 2010

AbwV (2002): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung-AbwV), 15. Okt. 2002, BGBl. I S. 912

Ahmadi, M., Hashim, H. S., Mohamed, A. F. (2010): Bridging the gap: participation of stakeholders in waste management of Iran cities – A Review. Institute of Environment and Development (LESTARI), University Kebangsaan Malaysia (UKM), BANGI, 2010

Ahmadi, M., Hashim, H. S., Mohamed, A. F., Moharamnejad (2013): Toward Community-Based Waste Management: Tehran as a Case Example. Institute of Environment and Development (LESTARI), University Kebangsaan Malaysia (UKM), BANGI, 2013

Albrecht, B. u. E. Thomanetz (2002): Großlysimeter-Langzeit-Untersuchungen zur Rückführung von Umkehrosmose-Sickerwasserkonzentrat auf den Deponiekörper von Hausmülldeponien unter „Flushing-Bedingungen“. Müll und Abfall, 2002, 11, 596-599

ATV - Fachausschuss 3.14. (1998): Arbeitsbericht „Behandlung biogener Abfälle“. Erzeugung und Bewertung von Qualitätskomposten „Kompostqualitäten“. Korrespondenz. Abwasser 1998, 4 (45)

Baccini, P. u. B. Gamper (1994): Deponierung fester Rückstände aus der Abfallwirtschaft. Endlager -Qualität am Beispiel Müllschlacke. vdf Hochschulverlag AG an der ETH Zürich, ISBN 3 7281 2 108 8

Bakhtiari, S. (2001): Iran Today. 5. Auflage. Gitashenasi - Verlag, Teheran

Barros, J. (2014): Presentation Alternative Fuels Technologies, SECIL Company & CTEC (Corporate Technical Centre), Lisabon, 2014.

BEKON Energy Technologies (2009): DRYFERMENTATION Technology Advantages.- In: Spillmann et al. Ed., Construction Companies, 2009.

Beltle, C. (2001): Umsetzung der AbfAblV mittels einer MBA mit integriertem VALORGA - Verfahren. - In: 4. Dialog - Abfallwirtschaft in Mecklenburg / Vorpommern. Tagungsband. Hrsg.: Fachgebiet Abfallwirtschaft am Institut für Landschaftsbau und Abfallwirtschaft. Universität Rostock. Juni 2001

BGK (1998): Methodenbuch zur Analyse von Kompost. Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. 4. ergänzte und überarbeitete Auflage. Verlag Abfall Now e.V., Stuttgart

Bidlingmaier, W. u. M. Denecke (1988): Grundlagen der Kompostierung. - In: Müll-Handbuch. Sammlung und Transport, Behandlung und Ablagerung sowie Vermeidung und Verwertung von Abfällen. Erich Schmidt Verlag, Berlin

Bilitewski, B. u. A. Heilmann (1997): Stoffstrommanagement in der Kreislaufwirtschaft, MBA als integrierter Baustein zur Abfallbehandlung. - In: Hamburger Berichte zur Abfallwirtschaft, Bd. 12: Entwicklungstendenzen in der Deponietechnik, S. 283 - 309, Dez. 1997

BMWA (2003): Weltweiter Bedarf an Umwelttechnik bleibt groß, URL: www.ixpos.de. Das deutsche Außenwirtschaftsportal - Homepage des Bundesministeriums für Wirtschaft und Arbeit (Stand: 12.04.2004).

Boyer, G., Johannessen, L. M. (1999): Observations of Solid Waste Landfills in Developing Countries (Africa, Asia, and Latin America). Waste Management Anchor Team, The World Bank, Washington

Brenck, A., S. Rutkowsky, M. Ziegler, R. Weiland (1996): Entsorgungslogistik – Auswirkungen des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes auf logistische Entscheidungen. Vandenhoeck und Ruprecht, Göttingen

Breuer, W. (2000): Optimierung des Schwäbisch Haller Verfahrens zur Belüftung von Müllrottemieten. Diplomarbeit. Universität Rostock. Fachgebiet Abfallwirtschaft am Institut für Landschaftsbau und Abfallwirtschaft

BROCKHAUS (2000): Der Brockhaus in 5 Bänden. 9., neu überarbeitete Auflage. ISBN 3-765.1619-9, F. A. Brockhaus GmbH, Leipzig 2000.

Brunke, W. (2003): Dezentrale MVA im Kreis Ludwigslust. Symposium. Quo Vadis Landesabfallpolitik, Unternehmerverband Rostock und Umgebung e.V. RIGZ Rostock, März 2003

Cointreau, S. J. (1984): “Solid Waste Collection Practice and Planning in Developing Countries” in “Managing Solid Wastes in Developing Countries”. John R. Holmes, ed., John Wiley & Sons

Damghani, A. M., Savarypour, G., Zand, E., Deihimfard, R. (2007): Municipal solid waste management in Tehran: Current practices, opportunities and challenges. Country Report. Waste Management, Nr. 28, 2008, 929 – 934, September 2007

Deutsche Bundesregierung (2001): Artikelverordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen (AbfAbIV, 30. BImSchV und Anhang der 23. AwV), Berlin, Februar 2001

Deutsche Bundesregierung (2009): Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung – DepV), Berlin, Juli 2009

Degener, P. (2000): Ecological disposal and exploitation of solid waste for Latakia City - Syrian Arabian Republic. Diplomarbeit. Universität Rostock. Institut für Landschaftsbau und Abfallwirtschaft

Dippert, T. (2002): Abluft mehrfach nutzen. Mit Luftmanagement in der MBA Kosten senken. Entsorga, 2002, 5

Doneit, A. (2012): Kommunale Abfallwirtschaft in Schwellenländern am Beispiel der Stadt Mogi Mirim (Brasilien), Masterarbeit, Universität Rostock, Studiengang LKU, 2012.

Dörrie, T. (2001): Kontrollbedürftige Verfahrensbestandteile des SHA - Verfahrens. Bericht für das Abfallwirtschaftsamt des Landkreises Schwäbisch Hall. Universität Rostock; Fachgebiet Abfallwirtschaft am Institut für Landschaftsbau und Abfallwirtschaft

Dörrie, T. (2001a): Flächenanspruch und Modifikation des SHA – Verfahrens bis 2005. Bericht für das Abfallwirtschaftsamt des Landkreises Schwäbisch Hall. Universität Rostock. Fachgebiet Abfallwirtschaft am Institut für Landschaftsbau und Abfallwirtschaft

Dörrie, T., H. Eschkötter, M. Struve, P. Spillmann (2009): Application of the results to waste management practice and drinking water protection.- In: Spillmann et al. Ed. 2009 Ch. 11

Dörrie, T., H. Eschkötter, M. Struve, P. Spillmann (2010): New technologies for long-term protection of drinking-water resources from landfill emissions – investigation, containment and target material conversion. –Land Contamination & Reclamation, Vol. 18. Part 2, p. 195-249, ISSN 0967-0513

DPU (2000): Anforderungen an Ersatzbrennstoffe aus Abfällen für die Zementindustrie. Deutsche Projektunion (DPU) BZL Kommunikation und Projektsteuerungs GmbH, i.A. des Ministeriums f. Umwelt und Verkehr d. Landes Baden-Württemberg; Oyten, Sept. 2000

Elnaas, A., Nassour, A., Nelles, M. (2012): Practical solutions for mixed municipal solid waste in the ARAB Region. University of Rostock, Faculty of Agriculture and Environmental Sciences, Department of Waste Management and Material Flow, May 2012

Eschkötter, H., Nassour, A. (2001): The mechanical biological treatment of municipal solid waste (MSW) as a solution step in a waste disposal concept for Arabic area. – In: 11th EURO - ARAB. Conference for the Environment. Tagungsband. Hrsg. Fachgebiet Abfallwirtschaft am Institut für Landschaftsbau und Abfallwirtschaft. Universität Rostock, April 2001

Eschkötter, H. (2001): Erzeugung industriell verwertbarer Stoffströme aus Restabfällen. - In: 5. Dialog - Abfallwirtschaft in Mecklenburg/Vorpommern. Tagungsband. Hrsg.: Fachgebiet Abfallwirtschaft am Institut für Landschaftsbau und Abfallwirtschaft. Universität Rostock, September 2002

Eschkötter H. (2004): Die mechanisch-biologische Restabfallbehandlung als Bestandteil eines verwertungsorientierten Stoffstrommanagements. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis Bd. 131, Erich Schmidt Verlag Berlin, ISBN 3 503 07873 8

Esfandiari, S., Khosrokhavar, R., Sekhavat, M. (2011): A Waste-To-Energy Plant for Municipal Solid Waste Management at the Composting Plant in Isfahan, Iran. – In: 2nd International Conference on Environmental Sciences and Technology, IPCBEE vol. 6, 2011, IACSIT Press, Singapore

EU-DepRL (1999): Council Directive 1999/31 EC of 26. April 1999 on the landfill of waste 399 L 0031 OJL 182, 16/07/1999 pp. 0001 001 9

EU-WRRL (2000): Directive 2000/60/EC of the European Parliament and the Council of 23.Okt.2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy, OJL 327, 22.12.2000, p.1

Faber Ambra (2000): Wilhelm Faber GmbH, Bereich Umwelttechnik, Alzey. Informationen der offiziellen Homepage, URL: <http://www.faber-ambra.de> (Stand: 03.02.2002).

Fahrni, H. P. (2002): Die Ressourcen noch besser nutzen. Magazin Umwelt des Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, 2002, 3, 6-9

Filip, Z. u. R. Smed-Hildmann (1995): Huminstoffe im Feststoffmaterial der Modellporengrundwasserleiter. – In: Spillmann et al Hrsg. 1995, Teil II, Kap. 5.3

Flamme, S. u. T. Grundmann (2004): Herstellung von qualitätsgesicherten Sekundärbrennstoffen aus Siedlungsabfällen. Müll und Abfall, 2004, 2, 48-52

Flamme, S. (2001): Erfahrung bei der Erstellung und Anwendung von Bilanzierungsmodellen. - In: Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft, Bd. 4, 7. Münsteraner Abfallwirtschaftstage, FH Münster, FB Bauing.-Wesen, LASU. S. 147-154 ISBN 3-8906 149-3-X

Franke, M. (2009): Mass-spectrometric investigation of biological stabilisation of natural organic substances. – In: Spillmann et al. Ed. 2009, Chap. 9.3

Fricke, K., W. Müller, M. Turk, T. Turk, R. Wallmann (1998): Stand der Technik der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. - In: Beudt, J.; Gessenich, S. (Hrsg.): Biologische Restabfallbehandlung - Methoden, Anlagen und Perspektiven. Springer Verlag, Berlin, 1998, 169-215

Geological Survey of Iran (1993): Geological Map of Iran 1:100.000. Blatt: Teheran.

Glathe, H. (1988): Biologie der Rotteprozesse bei der Kompostierung von Siedlungsabfällen. - In: Müll-Handbuch. Sammlung und Transport, Behandlung und Ablagerung sowie Vermeidung und Verwertung von Abfällen. Erich Schmidt Verlag, Berlin

Grewe, J. (1987): Wasseraufnahme und Entwässerung von Papier. - Mündliche Auskunft des Inst. f. Papierfabrikation der TH Darmstadt, zitiert von Spillmann 1989

Gunschera, J., Fischer, J., Lorenz, W., Bahadir, M. (2009): Residual content of selected chemical compounds and changes imposed by reactivation of aerobic degradation.- In: Spillmann et al. Ed. 2009 Ch. 8.3.3 + 8.4.3

Hartmann, P. (2002): Persönliche Mitteilungen. (Freier Wissenschaftler am Fachgebiet Abfallwirtschaft am Institut für Landschaftsbau und Abfallwirtschaft. Universität Rostock)

Hasan, K. M. M., Sarkar, G., Alamgir, M., Bari, Q. H., Haedrich, G. (2012): Study on the quality and stability of compost through a Demo Compost Plant, Waste Management, 32, 2012, 2046-2055

Hashemi, H. (1993): Die Rolle der Homogenisierung infolge der Zerkleinerung der Abfälle zur Optimierung des Rotteprozesses. Forum Städte Hygiene. 1993, 44

Hashemi, H. (2001): Persönliche Mitteilungen des ehemaliger wissenschaftlicher Leiter der Deponie Schwäbisch Hall. Betriebsprotokolle, unveröffentlicht, 1995-2001

Hashemi, H. (1998): Verbessertes Verfahren zur Verrottung von Haus- und Gewerbemüll - Schwäbisch Haller Modell. Müll und Abfall. 1998, 8

Hashemi, H. (2002): Die bakteriologische Kontamination von Insekten auf einer Abfalldeponie und ihre Abhängigkeit vom Entsorgungssystem. Habilschrift. Universität Rostock. Fachgebiet Abfallwirtschaft am Institut für Landschaftsbau und Abfallwirtschaft

Heravi, H. M., Sabour, M. R., Mahvi, A. H. (2013): Municipal Solid Waste Characterization, Tehran – Iran. Pakistan Journal of Biological Sciences 16 (16): 759-769, 2013

Hoornweg, D. (1999): Composting and its applicability in developing countries. Urban and Local Government Working Paper Series 5, World Bank, Washington DC, USA

Hopp, V. (2001): Globalisierung - eine Herausforderung für die Zukunft und die Schattenseiten. - In: 11th EURO - ARAB. Conference for the Environment. Tagungsband. Hrsg. Fachgebiet Abfallwirtschaft am Institut für Landschaftsbau und Abfallwirtschaft. Universität Rostock, April 2001

Hupe, K., K. U. Heyer, A. Ramthun (2003): Stilllegung und Nachsorge von Siedlungsabfalldeponien als Dienstleistung. Müll und Abfall, 2003, 4, 169-176

Husz, G. (1994): Klärschlamm - Motivation zur Vererdung. Firmeninformation Öko-Daten-service GmbH, 1994

Iliesiu, C. (2003): Persönliche Mitteilungen des technischen Leiters der Entsorgungsanlage „Hassenbühl“ in Schwäbisch Hall.

ISNA (2014): Nachrichten der Iranian Students News Agency (ISNA) vom 11. Mai 2014, URL: <http://www.isna.ir> (Stand: 12.06.2015).

Jamshidi, A., Taghizadeh, F., Ata, D. (2011): Sustainable Municipal Solid Waste Management (Case study: Sarab County, Iran). – In: Annals of Environmental Science, 2011, Vol. 5, 55 – 59, Tehran, Iran, September 2011

Johannessen, G., u. L. Boyer (1999): Observation of solid waste landfills in developing countries: Africa, Asia and Latin America. Urban and Local Government Working Paper Series 3, World Bank, Washington DC, USA.

Jourdan, B., P. Spillmann, H. Münz, E. Britzius, J. Stritzke, H. Koch, G. Holch, A. Rothmund (1982): Hausmülldeponie Schwäbisch Hall - Homogenisierung und Verrottung des Mülls vor der Ablagerung. – Bundesministerium f. Forsch. u. Technologie (Schwäbisch Hall Municipal waste landfill - Homogenisation and decomposition of waste before deposition. Federal Ministry of Research and Technology). Research Report. T 82-180, Fachinformationszentrum Karlsruhe

Jourdan, B. (1983): Reduzierung des Sickerwasseranfalls auf einer Rottedeponie. Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Band 15, 1983, 265-285

Kern, M., K. Funda, M. Mayer (1998): Stand der biologischen Abfallbehandlung in Deutschland - Teil 1: Kompostierung. Müll und Abfall, 1998, 11

Kerres, K. (2002): Zukünftige Abfallverwertung im Kreis Ludwigslust. - In: 5. Dialog - Abfallwirtschaft in Mecklenburg/Vorpommern. Tagungsband. Fachgebiet Abfallwirtschaft am Institut für Landschaftsbau und Abfallwirtschaft. Universität Rostock, September 2002

Khatami, F. (2002): Waste Treatment in Teheran, Tagungsband, 12th EURO - ARAB: Conference for the Environment. Hrsg. Universität Rostock, Fachbereich Landeskultur und Umweltschutz, April 2002

Kirchner, G. (2013): Energy Efficiency of Cement Production: Levers, Potentials and Limitations. 7th International VDZ Congress, Düsseldorf, Germany, September 2013.

Kirschbaum, H. G. u. M. Orth (2001): Verfahren zur Restabfalltrocknung als Vorbehandlungsmaßnahme für eine anschließende Stoffstromtrennung. - In: 4. Dialog - Abfallwirtschaft in Mecklenburg/Vorpommern. Tagungsband. Hrsg.: Fachgebiet Abfallwirtschaft am Institut für Landschaftsbau und Abfallwirtschaft. Universität Rostock, Juni 2001

Kloß, R. (2003): Schwermetalle in organischen Dünge- und Bodenverbesserungsmitteln - Quellen, Ursachen und Auswirkungen. Verband der Humus- und Erdenwirtschaft Region Sachsen-Thüringen e.V., Vortragsskript

Knoll, K.-H. u. K.-D. Jung (1986): Hygienische Untersuchungen. – In: Spillmann, P., Hrsg.: Wasser- und Stoffhaushalt von Abfalldeponien und deren Wirkungen auf Gewässer. – DFG Deutsche Forschungsgemeinschaft, VCH Verlag, Weinheim, 1986

Knoll, K. H. (1998): Hygiene bei der Entsorgung von Siedlungsabfällen. Teubener Verlag, Stuttgart.

König, K.: (1994): Ruhender Punkt – Expertenmeinung zum Deponierückbau (Teil II). Entsorgung, 1994, 9

König, K. (1995): Arbeitsmedizinische Anforderungen bei verschiedenen Arbeiten an Deponien – Vortrag z. Fachtagung „Sicherheitstechnische Aspekte und Arbeitsschutz während der Betriebs- und Nachsorgephase von Abfalldeponien“, Universität Rostock, November 1995

Kruse, K. (1994): Langfristiges Emissionsgeschehen von Siedlungsabfalldeponien. Dissertation a.d. Universität Braunschweig, Fachbereich für Bauingenieur- und Vermessungswesen, Februar 1994

Kruse, K., P. Spillmann (2009): Characterisation of flow path emissions using waste-water parameters.- In: Spillmann et al. Ed. 2009, Chap. 5

KrW-/AbfG (1994): Gesetz zu Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen, 27.Sept.1994, BGBl. I, S. 2705

Kucklick, M., P. Harborth, H.-H. Hanert (2009): Biological assessment of stability. – In: Spillmann et al. Ed. 2009, Chap. 8.4.4

Lexikon „Der Brockhaus“ (2000), F. A. Brockhaus GmbH, Leipzig

Maak, D. (2001): Emissionsverhalten des FABER AMBRA Verfahrens. - In: Wiemer, K. u. M. Kern (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung V - biologisch-mechanisch-thermisch. Witzenhausen Institut, April 2001

Maak, D. (2002): Das modifizierte FABER AMBRA Verfahren. - In: Wiemer, K. u. Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung VI - biologisch-mechanisch-thermisch. Witzenhausen Institut, April 2002

Maak, D. (2003): Vom open dumping zur emissionsarmen Deponierung – Umweltfreundliche Abfallentsorgung auf der Deponie Sao Sebastian, Brasilien - TRIALOG, H. 77 Vereinigung zur wissenschaftlichen Erforschung des Planens und Bauens in Entwicklungsländern e.V., ISSN 0724-6234

Maak, D. (2004): Persönliche Mitteilungen des Leiters des Fachbereiches Abfallwirtschaft der Wilhelm Faber GmbH Alzey.

Madanie, R. (2000-2002): Persönliche Mitteilungen des leitenden Mitarbeiters der Wissenschaftsabteilung der Teheraner Stadtabfallbehörde O.W.R.C.

Mazenani, H. (2002): Persönliche Mitteilung des Leiters des Teheraner Kompostwerkes in Kahrizak.

Mergler, R. A. (2001): Integriertes Abfallbehandlungs- und Beseitigungskonzept. - In: 4. Dialog - Abfallwirtschaft in Mecklenburg/Vorpommern. Tagungsband. Hrsg.: Fachgebiet Abfallwirtschaft am Institut für Landschaftsbau und Abfallwirtschaft. Universität Rostock, Juni 2001

Morschek, G. (2000): Lehrmaterial - Biologische Abfallbehandlung. Universität Rostock. Fachbereich Landeskultur und Umweltschutz. Fachgebiet Abfallwirtschaft am Institut für Landschaftsbau und Abfallwirtschaft, Mai 2000

Münnich, K., F. Mahler, K. Fricke (2003): Pilotprojekt zur Einführung technisch einfacher Verfahren zur mechanisch-biologischen Abfallvorbehandlung in Brasilien. Müll u. Abfall. 2003, 2, 64-69

Naghavi, R. (2002): Persönliche Mitteilungen des Chefs der Wissenschaftsabteilung der Teheraner Stadtabfallbehörde O.W.R.C.

Nah- und Mittelost - Wirtschaftshandbuch (2000): Hrsg. Nah- und Mittelost - Verein e.V. Würzburg: Stürtz – AG

Nassour, A., P. Degener, K. Kraase (2002): Hochdruck-Wasserstrahlen zur mechanischen Aufbereitung von Restabfällen. Müll und Abfall, 2002, 12, 659-662

Nassour, A., R. Legler (2003): Integration von vorhandenen Anlagen zur Restabfallbehandlung ab dem Jahr 2005. Müll und Abfall. 2003, 5, 222-225

Nassour, A. (2005/2006): Ansätze zur Reform der Abfallwirtschaft in Entwicklungsländern. - Habilitationsschrift an der Universität Rostock, Fachgebiet Abfallwirtschaft am Institut für Landschaftsbau und Abfallwirtschaft.

Nassour, A. (2012): Waste to Energy co-incineration a feasible strategy for the MENA region? Universität Rostock, Fachgebiet Abfallwirtschaft am Institut für Landschaftsbau und Abfallwirtschaft, 2012.

Nelles, M., S. Gehrig, A. Neff (2002): Stand und Technik der mechanisch biologischen Abfallbehandlung. - In: Wiemer, K. u. Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung VI - biologisch-mechanisch-thermisch. Witzenhausen Institut, April 2002

Nelles, M. (2003): Stand und Technik der mechanisch biologischen Abfallbehandlung in Deutschland. Vorlesung an der Universität Rostock, Institut für Landschaftsbau und Abfallwirtschaft, Februar 2003

Nordmeyer, H., W. Pestemer, K. Herklotz (2009): Transportation of industrial contamination in the flow path; Pesticides simazin and lindane - examples of toxic industrial products.- In: Spillmann et al. Ed. 2009 Ch. 6.2

O.W.R.C. Stadtabfallbehörde Teheran (2002): Environmentally responsible approach to final waste disposal – The Fukuoka Method, Report for Dubai International Award for Best Practices to Improve the Living Environment (DIABP), Dubai Municipality - Ref. 21728

O.W.R.C. Stadtabfallbehörde Teheran (2002): Interne vertrauliche Mitteilung

O.W.R.C. Teheraner Stadtabfallbehörde, Deponieverwaltung (2002): Daten aus dem Zentralrechner der Deponie Kahrizak.

O.W.R.C. Teheraner Stadtabfallbehörde, Informatikabteilung (2002): Daten aus dem Zentralrechner

O.W.R.C. Teheraner Stadtabfallbehörde (2003): Informationen der offiziellen Homepage, URL: <http://pasmand.tehran.ir> (Stand: 26.12.2004).

PCA, Portland Cement Association, (2004): Innovations in Portland Cement Manufacturing. Edited by: Bhatti, J. I., Miller, F. M., Kosmatka, S. H., Bohan, R.P., ISBN: 0-89322-235-1, Skokie, Illinois, U.S.A., 2004.

Pfaff-Simoneit, W. (2012): Entwicklung eines sektoralen Ansatzes zum Aufbau von nachhaltigen Abfallwirtschaftssystemen in Entwicklungsländern vor dem Hintergrund von Klimawandel und Ressourcenverknappung. Dissertationsschrift, Darmstadt/Rostock, 2012.

Pfaff-Simoneit, W. (2014): Advance Solid Waste Management in Jordan. KFW - Entwicklungsbank, DEG Workshop, Berlin, August 2014.

Pfaff-Simoneit, W., Nassour, A., Nelles, M., Fricke, K., Mutz, D. (2012): Klimaschutz durch Abfallwirtschaft oder Abfallwirtschaft durch Klimaschutz?, Müll und Abfall, 2012, 9, 484 - 493

POLYBIT (2003): Polybit Nord Handelsgesellschaft mbH Hamburg. Informationen der offiziellen Homepage, URL: <http://www.polybit.de> (Stand: 13.04.2004).

Rahmeyer, F. (2004): Abfallwirtschaft zwischen Entsorgungsnotstand und Überkapazitäten. - In: Volkswirtschaftliche Diskussionsreihe Nr. 266. Institut für Volkswirtschaftslehre, Universität Augsburg, November 2004.

Ramke, H.-G. u. M. Brune (1990): Untersuchungen zur Funktionsfähigkeit von Entwässerungsschichten in Deponieabdichtungssystemen. - Abschlußbericht zum Forsch. - Vorh. Nr. BMFT 145 04577 3 Umweltbundesamt Berlin

Roghani, K. (2000-2002): Persönliche Mitteilungen des Mitarbeiters der Wissenschaftsabteilung der Teheraner Stadtabfallbehörde O.W.R.C.

Rudolf, S. (2000): Untersuchung zur Nutzung und Behandlung von Siedlungsabfällen in Entwicklungsländern. Diplomarbeit. Fachhochschule Nordostniedersachsen Suderburg. Ergänzungstudiengang Abfallwirtschaft, August 2000

Rump, H.-H., W. Schneider, H. Gorbauch, K. Herklotz, P. Spillmann (2009): Transportation of industrial contamination in the flow path; Typical residues of industrial production.- –In: Spillmann et al. Ed. 2009, Chap. 6.1

Saderghie, A. (2002): Persönliche Mitteilungen des Mitarbeiters der Wissenschaftsabteilung der Teheraner Stadtabfallbehörde O.W.R.C.

Saeed, G. H. (2002): Persönliche Mitteilungen des Mitarbeiters im Wissenschaftskomplex der Teheraner Stadtabfallbehörde O.W.R.C. in Saleh Abad.

Scheelhase, T., J. Clemens, C. Cuhls, R. Wallmann (2003): Anforderungen an die Ausnahmegenehmigung gemäß § 16 der 30. BImSchV. - In: Wiemer, K. u. Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung VII - biologisch-mechanisch-thermisch. Witzenhausen Institut, April 2003

Schleiss, K. E., J. G. Fuchs, U. Galli (2002): Anforderungen der VKS-Richtlinie 2001 versus Gütekriterien der Bundesgütegemeinschaft Kompost BGK. Müll und Abfall, 2002, 11, 600-609

Schmidt M. u. A. Schorb (1995): Stoffstromanalysen in Ökobilanzen und Öko-Audits.- Springer Verlag, Berlin, Heidelberg ISBN 3540-59336-5

Scholwin, F. (2004): Ein modellbasiertes Regelungskonzept für biologische aerobe Abfallbehandlungsanlagen auf der Grundlage von Fuzzy Logic. Dissertation, Fakultät für Bauingenieurwesen, Bauhaus - Universität Weimar

Seling, S. u. P. Fischer (2003): Schadstoffbelastung von Straßenbegleitgrün. Müll und Abfall, 2003, 6, 289-293

Spillmann, P. u. H. J. Collins (1978): Einfluss eines Sickerwasserkreislaufes auf den Wasserhaushalt von rottendem, ländlichem Hausmüll. Müll und Abfall, 1978, 11, 331-339

Spillmann, P. u. H. J. Collins (1979): Verminderung der Sickerwasserfrachten und Verlängerung der Nutzungsdauer einer Hausmülldeponie durch Nutzung aerober Abbauvorgänge. Müll und Abfall, 1979, 11, 61-77

Spillmann, P. u. Collins, H. J. (1981): Das Kaminzugverfahren - Eine einfache und zielsichere Belüftung als Voraussetzung des aeroben Abbaus im Betrieb einer geordneten Mülldeponie. 2. Forum Städtehygiene, 1981, 32

Spillmann, P. (1982): Feste Abfallstoffe, Hausmülldeponie Schwäbisch Hall, Homogenisierung und Verrottung des Mülls vor der Ablagerung. Forschungsbericht F&E 1430042, Bmb+f, 1982

Spillmann, P. (1983): Rottedeponie Schwäbisch Hall - Grundlage und Arbeitsprinzip des „Kaminzugverfahrens“. - Dokument des Arbeitsgesprächs „Neue Deponietechnologien“. April 1983. BMFT / UBA Berlin. Projektstudie „Feste Abfallstoffe“. Redaktion H. Scheithauer

Spillmann, P. (Hrsg.) (1986): Wasser- und Stoffhaushalt von Abfalldéponien und deren Wirkung auf Gewässer. DFG, Deutsche Forschungsgemeinschaft, VCH-Verlag Weinheim, Deerfield Beach, ISBN 3-527-27121-X

Spillmann, P. (1989): Die Verlängerung der Nutzungsdauer von Müll- und Müll-Klärschlamm-Deponien. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis - Band 27, Erich Schmidt Verlag, Berlin,

Spillmann, P. (1993): Anforderungen an die Vorbehandlung von Deponiegut zum Aufbau langzeitstabiler Deponiekörper. - In: VDI 1033: Technik der Restmüllbehandlung, kalte und/oder thermische Verfahren. Hrsg. Verein Deutscher Ingenieure

Spillmann, P., H.-J. Collins, G. Matthess, W. Schneider (Hrsg.) (1995): Schadstoffe im Grundwasser Bd.2: Langzeitverhalten von Umweltchemikalien und Mikroorganismen aus Abfalldeponien im Grundwasser. -Deutsche Forschungsgemeinschaft DFG, VCH Verlag Weinheim, ISBN 3-527-27133-3

Spillmann, P. (1994): Stoffgerechte Behandlung undefinierter Restabfälle durch Kombination biochemischer und thermischer Behandlungsverfahren. Müll und Abfall, 1994, 26, 416-431

Spillmann, P. (1995): Interpretation der Ergebnisse für die Praxis der Grundwasseruntersuchung, -bewertung und -sanierung. - In: Spillmann et al. Hrsg. 1995, Teil IV

Spillmann, P. (2002): Persönliche Mitteilungen des Leiters des Fachgebietes Abfallwirtschaft am Institut für Landschaftsbau und Abfallwirtschaft der Universität Rostock.

Spillmann, P., T. Dörrie, M. Struve (Ed.) (2009): Long-term hazard to drinking water resources from landfills.-Thomas Telford Publishing Limited, London, ISBN 978-0-7277-3513-3

Spillmann, P. (2009): Model law for aerobic stabilisation by Oxygen diffusion.- In Spillmann et al. Ed. 2009 Ch. 2.8.3.2

Spillmann, P. (2009a): Model laws for conversion of the results to different large-scale designs.- In Spillmann et al. Ed. 2009, Chap. 2.8

Spillmann, P. (2009b): Establishing the long-term effects using the relationship of the test results; conclusions from the reactivation tests.- In: Spillmann et al. Ed. 2009, Chap. 10.3.3.2

Spillmann, P. (2009c): Characterisation of long-term effects using physical measurements on water solid balance. -In: Spillmann et al. Ed. 2009, Chap. 3

Spillmann, P., T. Dörrie, M. Struve (Hrsg.) (2006): Langzeitgefährdung der Trinkwasservorkommen durch Abfalldeponien. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis Bd. 139.- Erich Schmidt Verlag Berlin, ISBN-13: 978 3 503 09302 1, ISSN 0171-175X

Spillmann, P. (2011): Abschätzung der Grundwasserbelastungen auf der Grundlage neuer Erkenntnisse zur Langzeitwirkung von Abfallablagerungen- Persönliche Mitteilung an den Verfasser.

Spillmann, P., Körtel, A., Eschkötter, H., Struve, M. (2016): Das thermodynamische Prinzip der aeroben Stabilisierung fester organischer Substanzen im statischen Rottekörper. Publikation in Vorbereitung.

Spillmann, P., Rump, H.-H. (2015): Methodik und Ergebnisse der direkten Messung der Langzeitgefährdung von Trinkwasservorkommen durch Sickerwässer aus Abfalldeponien, URL: http://rosdok.uni-rostock.de/resolve?id=rosdok_document_000000000225 (Stand: 14.06.2016).

Spillmann, P., Struve, M. (2015): Die thermodynamischen Grundlagen der brandsicheren aeroben Stabilisierung von Altdeponien zur Senkung der Nachsorgekosten. – Handbuch der Altlastensanierung und Flächenmanagement. (HdA), 76. Aktualisierung. 3. Auflage, Aufsatz 07954, Version 01.11.2015.

Sprenger, B. (2002): Vergärbarkeit verschiedener Reststoffe. - In: 5. Dialog - Abfallwirtschaft in Mecklenburg/Vorpommern. Tagungsband. Hrsg.: Fachgebiet Abfallwirtschaft am Institut für Landschaftsbau und Abfallwirtschaft. Universität Rostock, September 2002

Steinbrecht, D. u. W. Neidel (2001): Verbrennung von BRAM in der stationären Wirbelschicht.- „4. Dialog Abfallwirtschaft M-V“, Universität Rostock Inst. f. Landschaftsbau u. Abfallwirtschaft, S. 147 – 157, ISBN 3-8600921-1-1

Stodte, C. (1999): Iran. 1. Auflage. Bremen: Edition Temmen

TA - Siedlungsabfall (TASi) (1993): Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen). vom 14. Mai 1993

TBU (2002): Stellung der Kompostierung in den vergangenen Jahrzehnten im Vordenen und Mittleren Orient. Technisches Büro für Umweltschutz. Österreich. Publikation im Internet, URL: <http://www.tbu-austria.com> (Stand: 23.05.2004).

Teheran Sist (2001): Studie zur Quantität und Qualität des Sickerwassers beim Trench Dumping Verfahren. Ingenieurbüro. Information der Wissenschaftsabteilung des O.W.R.C. Teheran

TWMO, Teheraner Stadtabfallbehörde (2013): Informationen der offiziellen Homepage, URL: <http://www.pasmand.tehran.ir> (Stand: 20.10.2012).

Vecoplan AG (2013): Company Presentation for Waste Treatment and RDF Preparation. Deutschland, Bad Marienberg, 2013.

Weis, M., F. H. Frimmel, G. Abbt-Braun (1995): Charakterisierung huminstoffähnlicher Substanzen aus Deponiesickerwasser. – In: Spillmann et al. Hrsg. 1995, Teil II, Kap. 5.2

Wiemer, K. u. M. Kern (1992): Verfahrenstechnik der Bioabfallkompostierung. Abfallwirtschaftsreihe, Band 10. Witzhausen

WHG (2002): Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz-WHG), BGBl. I, Nr. 59, Bonn, 19. Aug. 2002

WHO (2013): World Health Organisation, URL: <http://www.who.int/en> (Stand: 23.05.2014).

World Bank (1997): The use of compost in Indonesia: Proposed compost quality standards. Infrastructure operations, Country Department III, East Asia and Pacific Region. Washington DC, USA. June 1997

Zendehdel, H. (2001): Iran auf einen Blick. 1. Auflage. Irangardan – Verlag, Teheran

Erklärung der Selbständigkeit

Hiermit erkläre ich, dass ich die Forschungs- und Entwicklungsarbeit des hier vorgestellten Verfahrens vom Ansatz bis zur Einführung in den Regelbetrieb der Deponie wissenschaftlich völlig eigenständig durchgeführt und dokumentiert habe. Die von mir verwendeten Quellen habe ich vollständig zitiert, die Unterstützungen zur Durchführung meiner Arbeiten sind in der Danksagung vollständig aufgeführt.

Dresden, den 14.06.2016

Thesen zur Dissertation

- 1.) In den kommenden Jahren wird vor allem in den Entwicklungsländern der Zustrom von Menschen in die Ballungsräume dramatisch ansteigen. Dies hat zur Folge, dass die Abfallmassen stetig wachsen und die existierenden Erfassungs- und Entsorgungssysteme mehr und mehr überlastet werden, verbunden mit einem untolerierbar hohen umweltschädigenden Einfluss auf den Gas- und Wasserpfad.
- 2.) Nach den Ermittlungen der WHO haben ca. 1,2 Milliarden Menschen gegenwärtig keinen Zugang zu sauberem Trinkwasser, Tendenz steigend. Das Problem ist vorrangig auf aride Zonen konzentriert. Nach dem Stand der Forschung werden die Trinkwasservorkommen nur dann langfristig nicht durch Abfallablagerungen belastet, wenn die Abfälle in naturidentische Stoffe umgewandelt und standortgerecht in naturidentischer Konzentration in die Natur integriert werden.
- 3.) Das zunehmende Umweltbewusstsein und die wachsenden Probleme der ungeordneten Abfallwirtschaft zwangen die politischen Entscheidungsträger in der Abfallbehörde der Stadt Teheran zur Übernahme langfristig erprobter, umweltschonender Behandlungsverfahren. Eine dieser Technologien ist das Kaminzugverfahren nach Spillmann & Collins, welches auf verschiedene territoriale und klimatische Bedingungen als auch vorliegende lokale Abfallzusammensetzungen modifiziert übertragbar ist.
- 4.) Die durchgeführten Untersuchungen zeigten, dass es vielfältige Probleme im gesamten System der Abfallwirtschaft der Stadt Teheran gibt. Diese beginnen beim Erfassen der Abfälle bis hin zur ungeordneten Ablagerung auf der Zentraldeponie in Kahrizak. Ursachen dafür sind unzureichende gesetzliche Bestimmungen, fehlende finanzielle Mittel sowie Kompetenzfragen bezüglich organisatorischer und logistischer Inhalte.

5.) Die negative klimatische Wasserbilanz in ariden Gebieten erfordert vorrangig eine mehrfache und schonende Nutzung des Süßwassers. Dies gilt auch für den Iran. Auf diesen Aspekt wurde das Hauptaugenmerk bei der Entwicklung des neuen Verfahrens gelegt. Damit war eine grundlegende Prämisse vorgegeben, welche den Einsatz von Trinkwasser für die Abfallbehandlung während des gesamten Rotteprozesses strikt untersagte.

6.) Bei der Übernahme eines neu entwickelten technischen Verfahrens in den Praxisbetrieb sind aktuell gängige technische Parameter zu integrieren, um optimale Ergebnisse zu erreichen, wobei eine End-of-Pipe Technologie zu vermeiden ist. Das Verfahren garantiert mit vertretbarem technischem Aufwand eine hohe Betriebssicherheit und ist hygienisch unbedenklich. Des Weiteren ermöglicht es eine Kostenreduktion, die durch den Verkauf der durch den Rotteprozess entstandenen verwertbaren Produkte entsteht.

7.) Die Haushaltsabfälle der Stadt Teheran können im Wesentlichen in zwei Qualitätsstufen eingeteilt werden. Dies ist der für die Kompostierung besser verwertbare Abfall mit hohem Organikanteil aus den südlichen Stadtteilen, wo das verfügbare Einkommen der Bevölkerung geringer ist und der Abfall aus den nördlichen Stadtgebieten, der höhere Anteile an Plastik und Verpackungen sowie wesentlich geringere Mengen an organischer Substanz enthält. Diese Zweiteilung der Abfallbeschaffenheit resultiert vorrangig aus dem gravierenden Unterschied der Finanzstärke der Einwohner und der damit verbundenen Übernahme westlicher Konsumgewohnheiten.

8.) Die Finanzierung der Abfallsammlung, Logistik und Endlagerung erfolgt vollumfänglich aus der Teheraner Stadtkasse. Ein Recyclingsystem ist nur rudimentär ausgebildet. Die gegenwärtig vorhandenen finanziellen Ressourcen sind sehr gering und nicht ausreichend um eine nachhaltige Abfallwirtschaft zu gewährleisten. Daher musste das neu zu entwickelnde Verfahren diesen finanziellen Aspekt primär berücksichtigen, gleichzeitig aber auch international geltende technologische und ökologische Standards erfüllen.

9.) Die Abfallbehandlung mittels statischer Mieten hat wesentliche Vorteile gegenüber dynamischen Verfahren. Sie zeichnet sich durch bessere Milieubedingungen (Struktur, Belüftung, Wassergehalt, etc.) aus und ist auch aus ökonomischer Sicht vorteilhafter. Umsetzungsvorgänge entfallen und somit wird ein Austreten von ungefilterten Schadstoffen während der Abbauvorgänge verringert. Myzelien der Aktinomyceten als auch der Pilze bleiben ungestört erhalten. Der notwendige Gasaustausch konnte durch einen gleichmäßigen, neu entwickelten Naturzug von der Basis bis zur Deckschicht gewährleistet werden.

10.) Die Rottedauer einer Miete wird vorrangig durch die gewählte Belüftungsart und die Bauweise bestimmt. Trotz einer verzögerten Startphase lagen die gemessenen Temperaturen in den Kaminen der Untervariante 4.1 im erwarteten Bereich zwischen 60°C und 70°C. Jedoch die zur Hygienisierung notwendige Temperatur von 55°C wurde erst nach 27 Tagen überschritten. Zwei Faktoren sind als Ursache dieser Verzögerung zu nennen: Das Abfallmaterial wurde beim Mienenaufbau zu stark verdichtet und die permanente Belüftung erwies sich als nicht geeignet. Dieser Umstand hatte eine Verlängerung des Rotteprozesses um ca. 2 Wochen zur Folge, die der Zielstellung widersprach, so dass Modifizierungen am System vorgenommen werden mussten.

11.) Voraussetzungen für ein optimales Temperaturverhalten in den Mieten sind das Vermeiden von Verdichtungen im Abfallmaterial sowie die Intervallbelüftung. Die in den Untervarianten 6.1 und 6.2 gemessenen Temperaturen waren unerwartet hoch. Das Hygienisierungskriterium, 55°C über zwei Wochen in allen Bereichen der Miete, wurde bei Untervariante 6.1 nach 14 Tagen und bei 6.2 bereits nach 11 Tagen überschritten. Die Verweildauer in dieser optimalen Temperaturzone betrug für die Untervariante 6.2 61 Tage und für 6.1 mehr als 76 Tage. Trotz sinkender Außentemperaturen stieg die Temperatur in der Miete kontinuierlich an. Der höchste Wert wurde bei Untervariante 6.1 mit 66°C am 23. Tag und bei 6.2 mit 62°C am 39. Tag erreicht.

12.) Das Profil beschreibt das Temperaturverhalten zwischen einem Belüftungs- und dem zugehörigen Entlüftungsrohr. Die erhaltenen Daten belegen, dass die Wahl der Intervallbelüftung mittels Industrieventilatoren und der über den Zeitraum des Forschungsvorhabens optimierte Abstand zwischen Be- und Entlüftung eine qualitative Verbesserung des Rotteprozesses bewirkte. Als Maximalwerte sind für den Bereich Entlüftung 67°C (26. Tag), für die Mitte 70°C (23. - 26. Tag) und hinsichtlich Belüftung 67°C (23. - 26. Tag) gemessen worden. Minimale Schwankungen sind hinsichtlich des Beginns der Erwärmung und des Abstandes von der Be- zur Entlüftung nachweisbar. Hervorzuheben ist, dass sich in der Mitte das optimale Milieu für die aeroben Mikroorganismen ausbildet. Kennzeichen sind eine schnelle Erwärmung und höhere Temperaturen.

13.) Die Ergebnisse, basierend auf der steten Modifizierung der Mietengestaltung, erbrachten mit der dazugehörigen Optimierungsphase den sicheren Beweis, dass der Abfall der Stadt Teheran auf einer statischen, sohlbelüfteten Tafelmiete abwasserfrei und aerob zuverlässig stabilisiert werden kann, wenn durch Ventilatoren mit einer Intervallbelüftung eine Starthilfe gegeben wird. Die notwendige Behandlungsdauer beträgt dann nur 10 Wochen.

14.) Die biologische Verfahrensstufe erbrachte das Ergebnis, dass die nativen organischen Substanzen des vorbehandelten Abfalls zu Kohlendioxid und Wasser sowie weitgehend unlöslichen, an Kunststoffen nicht haftenden Mineral- und Huminstoffen, abgebaut wurden. Die dabei verwertbaren Fraktionen konnten so aus dem Stoffgemenge, Restabfall nach der Rotte, mit einer hohen Trennschärfe separiert werden.

15.) In ariden Gebieten fehlen Bodenverbesserungsmittel, so dass hier eine Anwendung essentiell für die Landschaftsgestaltung ist. Aus der Feinfraktion (< 30 mm), gewonnen durch das mehrfache Absieben nach der Rotte, wurde eine sehr gute Qualität erzielt, diese spiegelte sich besonders in der sehr geringen Schwermetallbelastung, dem Nichtauftreten von pathogenen Keimen als auch einem hohen Rottegrad wider. Daher ist der Einsatz dieser Bodenverbesserungsmittel sehr effizient.

16.) Die nach der Rotte und Absiebung entstandene Grobfraction ($> 30 \text{ mm}$), weist einen Brennwert von ca. 13 MJ/kg und ist thermisch verwertbar. Durch ihre Struktur und Zusammensetzung eignet sie sich für die Verbrennung. Aktuell wird diese Fraction nur endgelagert, wobei enorme Energiereserven ungenutzt bleiben. Aufgrund des hohen Potentials an natürlichen Ressourcen im Iran (Erdöl und Erdgas) wird diesem sekundären Energieträger gegenwärtig noch zu wenig Beachtung geschenkt. Eine Verwendung in der Zementindustrie wäre hier denkbar, da der Iran weltweit mit zu den größten Zementherstellern gehört. Vorgängig müssten aber noch grundlegende Untersuchungen zu Schadstoffen, wie Chlor, Schwefel und Phosphorgehalt durchgeführt werden, um negative Auswirkungen bei der Zementherstellung auszuschließen.

17.) Trotz der eingeschränkten technischen Arbeitsbedingungen im Schwellenland Iran konnten die Qualitätskriterien der modernen Abfallwirtschaft, basierend auf den deutschen Bestimmungen, eingehalten werden. Selbst für Entwicklungsländer ist das in Teheran erfolgreich erprobte Verfahren mit möglichen Modifizierungen einsetzbar. Grundlegende Schwerpunkte für die betreffenden Transformationen des Verfahrens auf andere Regionen wären: Sicherung der Nichtbelastung des Trinkwassers bei der Standortwahl, geringe Massenbewegungen im Prozess der Abfallbehandlung, kein Sickerwasseraustritt während des Betriebes, selbstgängiger Gasaustausch und Bereitstellung erforderlicher Maschinenteknik.

18.) Die Aufbereitung der Abfälle hat entscheidenden Einfluss auf den Erfolg der Abfallstabilisierung. Die vor Ort eingesetzte Maschinenteknik, Grobschredder und Scheibenseparator, ist als Minimum des technisch notwendigen Aufwandes anzusehen. Sie ist aber nur dann ausreichend, wenn der angelieferte Abfall hinreichend homogen ist, der Wassergehalt zur Rotte ausreicht und keine Klärschlämme stabilisiert werden müssen. Anderenfalls ist vor der Rotte eine lokal definierte Homogenisierung vorzunehmen.

19.) Das eingeführte Verfahren „Teheraner Modell“ erfüllte mit minimalem Kapitalkaufwand alle Qualitätskriterien der modernen Abfallwirtschaft (Vergleichsbasis: Deutschland). Dabei müssen grundsätzlich folgende Verfahrensparameter eingehalten werden: naturgedichtete Betriebsfläche, minimale Massenbewegungen, Einsatz einfacher robuster und preisgünstiger Maschinenteknik, Gasaustausch mittels Naturzug und biologischem Gasfilter, selbstgängiger interner Sickerwasserkreislauf und kein Auftreten von Schadstoffemissionen, da keine Mieteneingriffe notwendig sind.

20.) Die Kosten der Abfallwirtschaft lassen sich primär auf die Bereiche Personal, Technik, Logistik sowie Abfallablagerung aufgliedern. Vorrangig in Entwicklungsländern sind die bereichsspezifischen finanziellen Aufwendungen, bedingt durch fehlende oder unzureichende Koordinierung der Behörden, nur in Ansätzen eindeutig zugeordnet. Den größten Kostenanteil verursacht dabei die Logistik. Die Sammlung von vermischten Abfällen für die Stadt Teheran wird auf über 20,00 € / Mg geschätzt, d.h. dies entspricht dem Kostenanteil für die Abfallbehandlung nach dem „Teheraner Modell“.

21.) Gegenwärtig ist die Abfallbehandlung für die Bürger der Stadt Teheran kostenlos. Das bisher genutzte „Trench Dumping“ – Verfahren muss aufgrund seiner katastrophalen Folgen für Mensch und Umwelt umgehend eingestellt werden. Basierend auf der detaillierten Kostenberechnung für das Verfahren „Teheraner Modell“, mit Behandlungskosten von 21,03 € / Mg, muss die Stadt Teheran zukünftig für die Budgetplanung mit Ausgaben von mind. 20,00 € / Mg rechnen. Dieser Preis ist, angepasst an die lokalen Möglichkeiten, die Untergrenze für eine nachhaltige Abfallbehandlung.

22.) Die praxisrelevanten Ergebnisse des neuen Verfahrens führten zu dessen Übernahme in den Regelbetrieb. Fakten, welche die Teheraner Stadtabfallbehörde absolut überzeugten, waren: Wegfall von Sickerwasseremissionen, Reduktion des Abfallvolumens, geringe Gas- und Geruchsemissionen, kein Auftreten von Vektoren, Abfallbehandlung ohne Bewässerung, einfache Technologie, geringe Behandlungskosten, finanzierbare Kredite sowie die Integration mit 1.000 Mg pro Tag in den Praxisbetrieb der Deponie Kahrizak.

ANHANG

Anhang zur Dissertationsschrift

**„Entwicklung eines selbstgängigen statischen Verfahrens zur
biologischen Stabilisierung und Verwertung organikreicher Abfälle
unter extrem ariden Bedingungen für Entwicklungs- und Schwellenländer,
am Beispiel der Stadt Teheran“**

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades

Doktor der Ingenieurwissenschaften (Dr.-Ing.)

aus dem Institut für Stoffstrom- und Abfallwirtschaft

an der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät

der Universität Rostock

Rostock, 2016

vorgelegt von:

Dipl.-Ing. André Körtel

aus Dresden

geboren am 01.03.1974 in Dresden

I Ansätze zur zukunftsorientierten Abfallbehandlung

I.I Bewertung des Schutzgutes „Süßwasser“

Aufwendungen zum Gewässerschutz müssen von der Wirtschaft des jeweiligen Landes getragen werden. Besonders in den niederschlagsarmen Gebieten, wo sehr viele Länder mit geringer Wirtschaftskraft liegen, müssen die elementarsten Anforderungen an das Schutzgut Wasser (v. a. des salzarmen Wassers) erfüllt werden. Dessen Wert lässt sich aus seiner Bedeutung für die menschliche Existenz ableiten [Spillmann et al. Hrsg. 2006/2009]:

- Süßwasser ist das einzige Lebensmittel, das zum Leben absolut notwendig und durch kein anderes ersetzbar ist sowie ständig verfügbar sein muss.
- Unbelastetes Wasser ist zur Produktion gesundheitlich unbedenklicher Nahrungsmittel absolut notwendig und nicht ersetzbar.
- Unbelastetes, möglichst mineralarmes (weiches) Wasser ist für die industrielle Produktion unersetzlich.

Süßwasser ist die entscheidende Voraussetzung für das menschliche Leben. In dicht besiedelten humiden Industriegebieten Mitteleuropas, wie z. B. in Deutschland, führten die Wasserhaushaltsberechnungen der Wasserwirtschaftsverwaltungen zu dem Ergebnis, dass in Folge der hohen Ansprüche der Industrie an die Wassermenge und deren Qualität das Dargebot ohne besonderen nachhaltigen Schutz des Süßwassers, vor allem des Grundwassers, nicht ausreicht, die Einwohner zuverlässig mit nicht kontaminiertem Wasser zu versorgen und die Güterproduktion zu gewährleisten. Zur Sicherung des Wirtschaftsstandortes Deutschland wurde der Schutz der Süßwasserreserven im Wasserhaushaltsgesetz (WHG 2002) nach dem Besorgnisgrundsatz (die Gefahr muss nur denkbar sein, sie braucht noch nicht real zu existieren) vorgeschrieben:

- „Eine Erlaubnis für das Einleiten von Stoffen in das Grundwasser darf nur erteilt werden, wenn eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften nicht zu besorgen ist.“ (§ 34 (1)).
- „Stoffe dürfen nur so gelagert oder abgelagert werden, dass eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften nicht zu besorgen ist.“ (§ 34 (2)).

Ähnliche Gesetze, basierend auf der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL 2000), gelten trotz humider Bedingungen für alle Staaten Europas. Der Besorgnisgrundsatz ist u. a. auch Grundlage der EU-Deponierichtlinie (EU-DepoRL 1999). Damit sind alle Maßnahmen verboten, in deren Folge eine negative Beeinflussung des Grundwassers zu befürchten ist. Für die zeitliche Entwicklung gilt das Vorsorgeprinzip: keine Belastung kommender Generationen. Eine quantitative Gewichtung des Abfalleinflusses als Ursache von Gewässerbelastungen wurde von der EAWAG/ETH Zürich am Beispiel der Schweiz durchgeführt: Lichtensteiger und Zeltner (in Baccini u. Gamper 1994) wiesen nach, dass die jährlichen Kiesablagerungen während der Eiszeit nur ca. 10 % der gegenwärtigen Schlackenablagerungen aus Müllverbrennungsanlagen und nur ca. 1 % der Ablagerungen aus der Bauindustrie erreichen. Daraus folgt auch für andere Industrieländer, dass die Tätigkeit des Menschen an der Erdoberfläche das größte geologische Ereignis seit der Eiszeit darstellt und deshalb im Rahmen des Vorsorgeprinzips nach geologischen Kriterien zu bewerten ist. In den durchschnittlich dünn besiedelten humiden Gebieten, z. B. der USA oder den GUS-Staaten, lebt der größte Teil der Bevölkerung in industriell entwickelten Städten und Ballungszonen, die wasserwirtschaftlich mit denen Zentraleuropas vergleichbar sind. Der Wert des Wassers ist deshalb dem in Europa gleichzusetzen. Wenn bereits in humiden Gebieten die

Süßwasserreserven nach dem Besorgnisgrundsatz zu schützen sind, gilt dieser Ansatz erst recht für aride Gebiete [Spillmann et al. 2006/2009].

I.II Belastungen des Grundwassers durch Abfallablagerungen

Empirische Ergebnisse belegen, dass naturintegrierbare Stoffe das Grundwasser nach standortgerechter Ablagerung nicht belasten. Alle Stoffe, die diese Bedingungen nicht erfüllen, werden in endlicher Zeit ausgetragen. Die Selbstreinigungskraft der Grundwasserleiter reicht nachweislich nicht aus, diese Stoffe hinreichend abzubauen oder stabil festzulegen. Die gegenwärtig in der Praxis getroffenen Annahmen bezüglich Umfang, Dauer und Reichweite der über das Sickerwasser emittierten toxischen und kanzerogenen Stoffe aus Abfallablagerungen können nur als relativ gesichert verwendet werden. Da Süßwasser in ariden Gebieten die Möglichkeiten menschlicher Existenz begrenzt und auch in humiden Gebieten nicht im Überschuss verfügbar ist, besteht die Notwendigkeit, sowohl in Industrieländern als auch in kapitalschwachen Ländern dauerhaft wirksame Maßnahmen gegen eine Gefährdung der Trinkwasserversorgung zu ergreifen. Falls die industrielle Verwertung bzw. Behandlung in einem Entwicklungsland noch nicht realisierbar ist, kann aus dem biologisch weitgehend stabilisierten Restabfall ein permanent aerober Deponiekörper hergestellt werden. Dieser kann später problemlos zur stofflichen Umwandlung zerlegt werden. Konservierungseffekte, die langfristig mobilisierbare Emissionen verursachen, treten nach dieser Stabilisierung nachweislich nicht mehr auf. Ablagerungen dieser Art können als naturintegrierbar angesehen werden, wenn vor dem Ende der Gewährleistung der technischen Barrieren die Sickerwässer nur noch naturintegrierbare Stoffe in standortgerechter Konzentration enthalten [Spillmann 2006/2009].



Abbildung I.1: Sickerwasser aus der Ablagerung unvorbehandelter Abfälle in Teheran

I.III Beurteilung der Sickerwasseremissionen

Messungen zum Wasserhaushalt von Deponiekörpern belegen, dass aufgrund der Mulchwirkung des Abfalls (kein kapillarer Wasseraufstieg) selbst in Halbwüsten, wo nur selten intensive Niederschläge auftreten, Sickerwässer abfließen. In wenig industrialisierten Zonen wird der Sickerwasseranfall noch erheblich intensiviert, weil die Abfälle infolge des hohen Frucht- und Gemüseanteils ca. 65 Gew.-% Wasser enthalten. Dieses Wasser wird durch Auflast und Abbauvorgänge in

großem Umfang freigesetzt und belastet auf durchlässigem Untergrund unmittelbar das Grundwasser. Ist dieser undurchlässig, so entstehen selbst unter Wüstenbedingungen Seen aus hochbelastetem Sickerwasser. Untersuchungen der Sickerwasserinhaltsstoffe ergaben, dass sogar solche Deponien Trinkwasserreserven belasten, die weitgehend biologisch stabilisierte Abfälle natürlichen Ursprungs enthalten (Spillmann et al. 1995). Jede Abfallablagerung bringt durch Sickerwasser negative Auswirkungen auf vorhandene Trinkwasserreservoirs mit sich. Vom Sickerwasser verursachte Grundwasserbelastungen werden durch Selbstreinigungsvorgänge nur unvollständig beseitigt. Dies gilt selbstverständlich für Salze und vor allem für organische Chemikalien, deren Abbau abbricht, wenn die speziellen Bedingungen nicht mehr vorliegen. Es besteht deshalb die begründete Besorgnis, dass ein durch Sickerwasser verunreinigtes Grundwasser seine Ausgangsqualität allein durch Selbstreinigung nicht wieder erreichen kann. Aus den gewonnenen Erkenntnissen über die Sickerwasseremissionen aus Deponien und deren Einfluss auf das Grundwasser ergeben sich für den Schutz der Trinkwasserreserven folgende Vorgaben [Spillmann et al. 2006/2009]:

- Um die extreme Bandbreite möglicher Beeinträchtigungen der Wasserreserven einzukengen und das Gefährdungspotential zu minimieren, sind alle dafür notwendigen ökologischen, wirtschaftlich vertäglichen Analysen durchzuführen.
- Technische Schutzmaßnahmen sind begrenzt wirksame Sicherungen instabiler Ablagerungen. Sie sind hinsichtlich Dauer und Art der Emissionen abzustimmen.
- Abfälle vorhandener Ablagerungen sind im Regelfall instabil und müssen in naturintegrierbare Stoffe umgewandelt und standortgerecht deponiert werden, um zeitlich unbegrenzt eine negative Beeinflussung der Trinkwasserreserven auszuschließen.

I.IV Langzeitverhalten anthropogener Rückstände

Der ökotoxikologische Ansatz, der bei der Beurteilung von abzulagernden Abfällen von gesetzlicher Seite zurzeit favorisiert wird (Eluatbestimmung etc.), lässt Aussagen über die kurzfristigen Auswirkungen der Ablagerung zu, reicht aber nicht aus, das Langzeitverhalten anthropogener Rückstände zu beurteilen. Zur Bestimmung der Ablagerungsqualitäten von Abfallstoffen sind daher, wenn Entscheidungen im Sinne des Vorsorgeprinzips getroffen werden sollen, Methoden einzusetzen, die die langfristigen Entwicklungen berücksichtigen. Die Qualität von Feststoffen kann in diesem Sinne beurteilt werden, wenn man sich an der Qualität von Gesteinen und Erzen orientiert (geogene Methoden) sowie deren Eigenschaften, Bildungs- und Veränderungsgeschichte als Maßstab heranzieht. In diesem Modell werden Erze mit anthropogen aufkonzentrierten Stoffen verglichen. Geogene Erzlagerstätten geben Aufschluss darüber, in welcher Umgebung und in welcher Form die größte Stabilität erreicht werden kann. Nach Baccini u. Gamper (1994) ist eine nachhaltige Abfallwirtschaft dann gegeben, wenn die anthropogenen Stoffflüsse auf eine Größenordnung reduziert werden, die der geogenen Referenz (Erdkruste) möglichst nahe kommt. Er verweist dabei auf das schweizerische Leitbild (BUS 1986) in dem gefordert wird, dass: ... *eine Ablagerung fester Güter („anthropogenes Sediment“) die ohne oder mit Hülle (nach geophysikalischen oder geochemischen Kriterien ausgewählt) langfristig (über hunderte von Jahren) nur solche Stoffe an Luft, Wasser und Boden abgibt, welche diese in ihren chemischen und physikalischen Eigenschaften nicht signifikant verändern“*. Die Beurteilung der Feststoffqualitäten erfordert spezifische Kenntnisse des langfristigen Verhaltens der Ablagerung hinsichtlich chemischer, biologischer und physikalischer Prozesse sowie deren Wechselwirkungen mit der Geosphäre, die mit bodenkundlichen bzw. petrologischen Untersuchungsmethoden zu ermitteln sind. Die Intention der Müllverbrennung liegt darin, die organischen Inhaltsstoffe umzuwandeln und gesteinsähnliche Stoffe herzustellen. Vergleichende Untersuchungen zeigen aber, dass sich die MVA-Schlacken hinsichtlich der Inhaltsstoffe, der petrologischen Eigenschaften sowie des Langzeitverhaltens deutlich von natürlichen Gesteinen und Erzen unterscheiden. Durch neue kombinierte Verfahren, die die Reduktion der

Schwermetallgehalte sowie die Verglasung nutzen, soll die Eigenschaft und Struktur der MVA-Schlacken der von natürlichem Gestein angeglichen werden. Die Praxistauglichkeit im industriellen Maßstab konnte bis heute noch nicht nachgewiesen werden (UBA 2001) [Eschkötter 2002].

I.V Charakteristik einer nachhaltigen Abfallwirtschaft

Das Leitbild der nachhaltigen Restabfallbehandlung erfordert eine Veränderung im Umgang mit Reststoffen. Die derzeitige Form der Abfallbehandlung und -ablagerung (geringe Stabilisierung, Einkapselung der Ablagerungen) erfüllt die Anforderungen einer nachhaltigen Abfallwirtschaft nicht. Diese schließt selbstverständlich die Gültigkeit elementarer Naturgesetze ein. Nach dem Massenerhaltungsgesetz bleibt die Summe aller Massen innerhalb eines abgeschlossenen Systems konstant. Unter diesem Aspekt ist vor allem die „Massenreduktion“ innerhalb von Abfallbehandlungsmaßnahmen zu betrachten; d. h. auch Emissionen müssen als Abfälle angesehen werden. Die Abfallmasse ändert sich lt. Definition nur bei einer Entnahme von Teilen aus dem geschlossenen System. Die Ausgliederung definierter Fraktionen aus dem Entsorgungsprozess ist dann möglich, wenn der Entledigungswille, der den Stoff Abfall definiert, nicht mehr zutrifft und diese laut KrWG Abfälle zur Verwertung werden. Das Erhaltungsgesetz gilt auch im Fall der Energie. Der 1. Hauptsatz der Thermodynamik besagt, dass die Summe der Energien, die ein thermodynamisches System durch Wechselwirkungen mit seiner Umgebung austauscht, erhalten bleibt; d.h. Energie kann weder erzeugt noch vernichtet werden. Der 2. Hauptsatz (Entropiesatz) gibt die Richtung der Energieumwandlungen an. Es kann beurteilt werden, ob ein Vorgang von selbst abläuft und somit eine Stoffumwandlung möglich wird. Er besagt weiterhin, dass in einem abgeschlossenen System alle Teilchen den Zustand des geringsten Energieniveaus bzw. der höchsten Entropie anstreben. Sie kann als Maß für die Unordnung in einem System gedeutet werden. Ob ein bestimmter Vorgang von selbst abläuft (Selbstorganisation), hängt von der zunehmenden Entropie ab. Relative Energiesenken verzögern u. U. Reaktionen, die den Zustand der höchsten Entropie anstreben. Zur Überwindung dieser Senken muss eine Startenergie zugeführt werden. Schlussfolgerungen für die heutige Deponierungstechnik sind die Weiterführung chemisch-biologischer Prozesse und die Freisetzung von Schadstoffen nach Versagen der Dichtungssysteme. Eine Kapselung erzeugt befristet eine relative Energiesenke, die mittels Startenergie (hier Wasser) überwunden wird. Werden jedoch unter der Berücksichtigung thermodynamischer Prozesse vor der Deponierung stabile Verbindungen (geringes Energieniveau, hohe Entropie) aufgebaut, die langfristig Schadstoffe binden, oder werden hierfür im Verlauf der Deponierung die Rahmenbedingungen geschaffen, ist ein Versagen der Dichtungssysteme - sofern diese dann noch notwendig sind - unbedenklich. Unter Berücksichtigung dieser naturgesetzlichen Rahmenbedingungen ist eine nachhaltige Abfallwirtschaft dann gegeben, wenn [Eschkötter 2002, 2004]:

- *der Anteil an freien, löslichen Spurenelementen (z. B. Schwermetallen) in einem abzulagernden Material soweit durch die Einbindung in unlösliche Komplexe reduziert werden, bis der verbleibende Rest der freien Spurenelemente in Bezug auf dessen Umgebung in standortgerechter Konzentration vorliegt,*
- *Umwandlung und Abtrennung enthaltener umweltgefährdender Stoffe in einer kontrollierbaren Umgebung und einem überschaubaren Zeitraum durchgeführt werden,*
- *natürliche Stoffe, die in zu hoher Konzentration vorliegen, in Stoffe mit naturverträglicher Konzentration umgewandelt werden (z. B. Reduzierung des Anteils an organischem Kohlenstoff in der Mineralisierung) sowie*
- *synthetische Schadstoffe abgetrennt, gefasst und in umweltverträgliche Stoffe umgewandelt werden (z. B. Fassung von Kohlenwasserstoffemissionen und biochemische oder thermische Behandlung).*

Die chemisch-physikalischen bzw. biochemischen Prozesse, die zur Umwandlung von Schad- in unbedenkliche Stoffe bzw. zur Immobilisierung erforderlich sind, müssen ebenfalls unter dem Aspekt der Nachhaltigkeit betrachtet werden. Sie sind folglich so zu gestalten, dass ein Minimum

an Ressourcen aufzuwenden ist und Emissionen minimiert, gefasst sowie behandelt werden. Dabei ist die Verhältnismäßigkeit von Aufwand und Nutzen zu beachten [Eschkötter 2002, 2004].

I.VI Grundlagen zur stofflichen Umwandlung von Abfällen

Der älteste und in der Praxis erfolgreichste Ansatz bestand darin, durch einen gesteuerten biologischen Abbau pathogene Keime abzutöten und ein naturintegrierbares Substrat zur Humusbildung herzustellen (Kompostierung). Diese Naturintegration brach ab, als die Abfälle zunehmend toxisch wirksame Spurenelemente und persistente organische Verbindungen aus der Industrieproduktion enthielten.

Die Schweiz zog als erstes Industrieland die Konsequenz, aus den nicht recyclingbaren Abfällen alle organischen Kohlenstoffverbindungen vollständig zu oxidieren und die Minerale als erdkrustenähnliches Material abzulagern. Dieser Ansatz führte in der Schweiz zur Verbrennungspflicht aller Restabfälle. Andere Industrieländer, auch Deutschland, übernehmen zurzeit grundsätzlich diesen Ansatz. Die Praxis der thermischen Behandlung undefinierter Abfallmenge hat inzwischen gezeigt, dass die Minerale auch nach bestem Ausbrand intensiv nachreagieren, lösliche Salze im Sickerwasser ausgetragen werden und das Inventar der Spurenelemente der Schlacke im Vergleich zum natürlichen Oberboden um ein bis zwei Zehnerpotenzen höher liegt. Das gilt auch für die verglasten Rückstände. Wird z. B. nur 1 % organischer Kohlenstoff im Rückstand zugelassen (zurzeit Grenzwert der Deponieklasse I nach deutschen Bestimmungen), enthalten 1 Mg Verbrennungsrückstand 10 kg organische Verkokungsrückstände, die das gesamte Spektrum halogenierter und nicht halogenierter organischer Schadstoffe enthalten können.

Das Ziel, kommende Generationen nicht zu belasten und die organischen Verbindungen vollständig zu oxidieren sowie die Mobilität der Spurenelemente langfristig auf ein naturidentisches Maß zu beschränken, ist mit der zurzeit praktizierten thermischen Behandlung nicht erreichbar. Die vollständige Oxidation der organischen Kohlenwasserstoffverbindungen und die Herstellung naturintegrierbarer Minerale sind Ergebnisse chemischer Prozesse mit hohen Qualitätsansprüchen. Diese sind nur erzielbar, wenn die Reaktionspartner bekannt sind und die Bedingungen innerhalb der prozesstechnisch zulässigen Toleranzen gehalten werden können. Die Umwandlung der einzelnen Stoffkomponenten des kommunalen Abfalls ist nicht besonders schwierig. Aufgrund saisonaler und regionaler Unterschiede ist die Konstanz der Reaktionspartner im ständig wechselnden kommunalen Stoffgemenge nicht gegeben, weil die Massenverhältnisse der Teilströme erheblich schwanken (z. B. unterschiedliches Grünschnittaufkommen im Winter und Sommer).

Das Ziel der Inertisierung ist ohne höhere Kosten dann erreichbar, wenn die Hauptgruppen des Abfalls vor der thermischen Behandlung getrennt werden. Nachfolgend verbleiben Teilströme mit unterschiedlicher Masse, deren chemisch-physikalischen Eigenschaften sich wenig ändern, so dass eine Behandlung mit verfeinerter Stoffdifferenzierung möglich wird. Um die Hauptkomponenten zu trennen, sind organische Verbindungen (Stärke, Eiweiß, Fette etc.) durch deren biologischen Abbau zu Kohlendioxid und Wasser aufzuspalten sowie durch Umbau zu wasserunlöslichen, nicht klebenden Huminstoffen umzuwandeln. Während dessen können die flüchtigen Schadstoffe ausgetrieben und dann getrennt gefasst werden. Anschließend ist mit einer abwasserfreien Nasstrennung eine Differenzierung in drei Hauptgruppen möglich: Minerale (bis Grobsand), eine erdähnliche Fraktion sowie Kunststoffe. Als Nebenfraktionen fallen Metalle, Holz, Gummi etc. an, für diese verfügt die Industrie über geeignete Verwertungswege [Spillmann 1994; Eschkötter 2001, 2004]. Stand der Praxis ist eine nachfolgende Feindifferenzierung der Hauptgruppen in speziellen Behandlungsanlagen. Die gewaschenen Mineralanteile sind bei Bedarf ver-

wertbar, in jedem Fall aber ablagerbar. Die bodenähnliche Fraktion kann zweistufig thermisch behandelt werden: in der Vergasungsstufe verbrennt (vergast) die organische Substanz ohne Veränderung der Minerale unterstöchiometrisch und der Kohlenstoff im Gas oxidiert anschließend unter definierten Bedingungen weitgehend rußfrei. Da in diesem Verfahren Nachreaktionen aus dem mineralisch unveränderten Material der ersten Stufe nicht zu erwarten sind, können die Schwermetalle, falls notwendig, mit Tonzusätzen gebunden und als geologisch stabiles Sediment verdichtet abgelagert werden. Kunststoffe sind als schwefelfreier, hochwertiger Brennstoff verwertbar, wenn die Anlage dazu ausgelegt ist, das Chlor aus dem PVC zu binden. Auch dies ist Stand der Praxis.

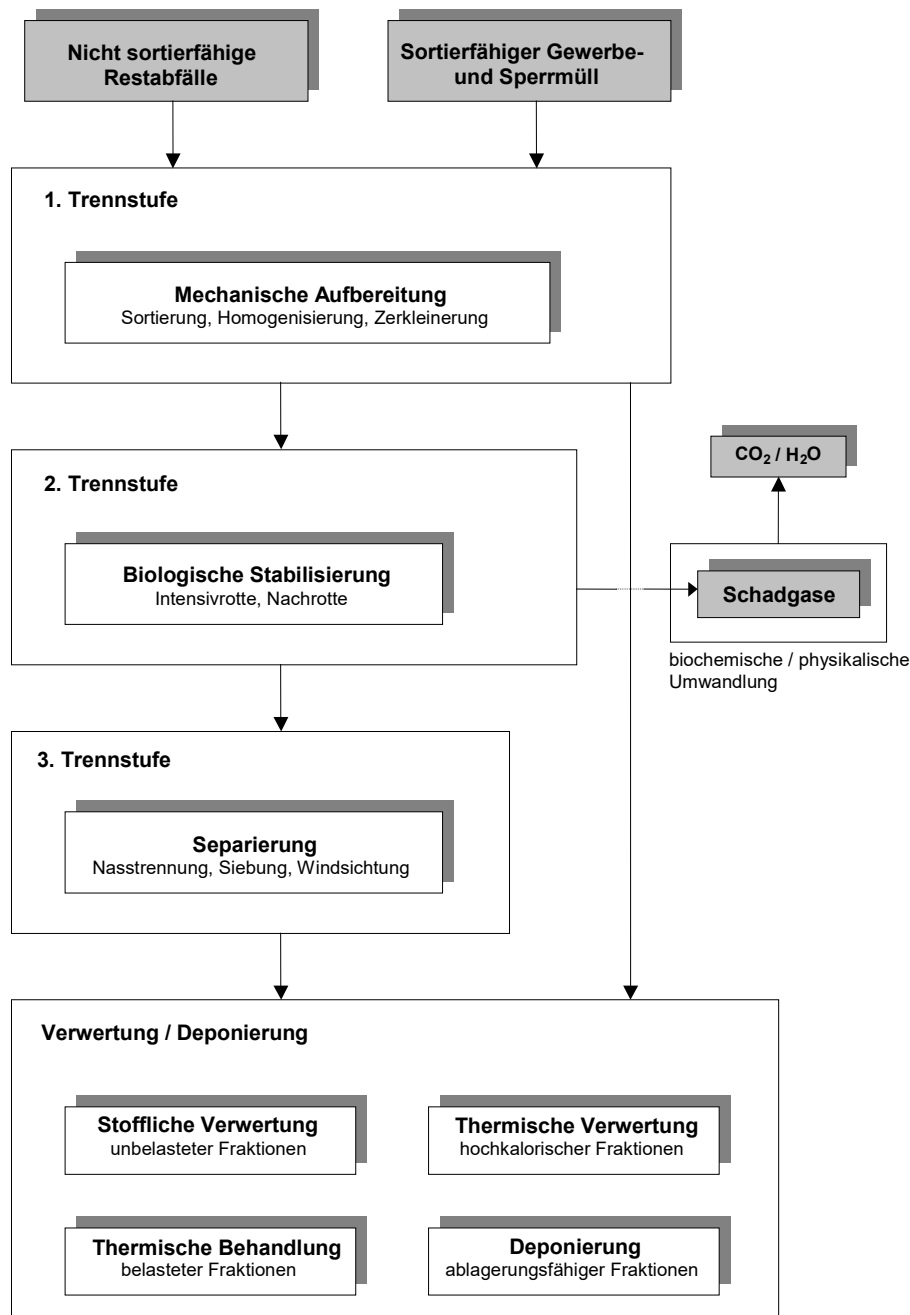


Abbildung I.2: Schema stoffstromspezifischer Abfallbehandlung [Eschkötter 2002, 2004]

I.VII Ansätze der Naturintegration

Für feste Abfälle gibt es zwei prinzipiell unterschiedliche Ansätze der geologisch stabilen Naturintegration [Spillmann et al. 2006/2009], siehe Abbildung I.3. Der erste Ansatz der Gesteinsbildung wurde in der Schweiz konsequent mit der Verbrennungspflicht verfolgt. Rückstandsuntersuchungen an großvolumigen Ablagerungen wurden z. B. von der EAWAG/ETH Zürich durchgeführt und publiziert (Baccini u. Gamper 1994). Die hygienisch unbedenkliche Integration natürlicher Abfälle in den Oberboden ist seit Erfindung der Hochtemperaturrotte gelöst. Dieser Ansatz strebt unmittelbar das naturintegrierbare Sediment an, weil das festeste Gestein, das als Schotter vorliegt, die Vorstufe des Bodens bildet, der durch Verwitterung daraus entsteht. Dessen Inhaltsstoffe, z. B. Schwermetalle, werden auf dem Weg der Bodenbildung freigesetzt und biologisch verfügbar. Erst im Sedimentationsprozess können sie erneut festgelegt werden.

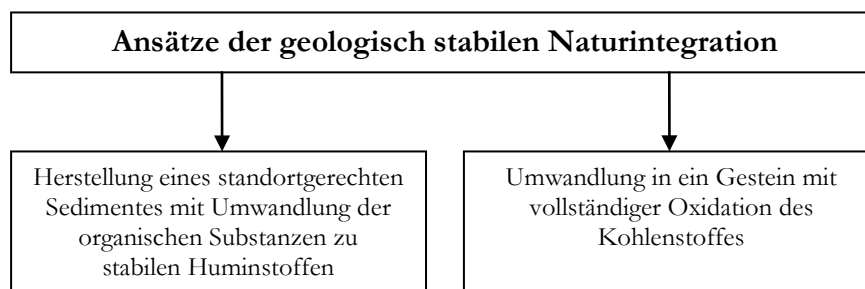


Abbildung I.3 Ansätze der Naturintegration [Spillmann et al. 2006/2009]

Nach deponietechnischen Grundsätzen ist die erzielte Ablagerung als sehr stabil einzustufen, wenn sie folgende Kriterien erfüllt [Spillmann et al. Hrsg. 2006/2009]:

- Die zulässigen Konzentrationen der Sickerwasserinhaltsstoffe im Inneren der verdichteten Ablagerung ermöglichen die Einleitung in den Vorfluter.
- Trotz extrem hoher Dichte erreicht Stickstoff im Deponiegas die gleiche Konzentration wie in der Außenluft, der Sauerstoffgehalt beträgt 50 % der Außenluft und Methan ist nur in Spuren vorhanden.
- Alle Eluate, auch die des TOC, entsprechen der Deponieklasse I nach TASI ohne Erweiterung für organische Abfälle.
- Die Sauerstoffzehrung entspricht der eines Waldbodens und kann auch unter optimierten Laborbedingungen einschließlich Stickstoff-Phosphor-Düngung nicht wesentlich gesteigert werden.

Auch die differenzierten physikalischen und biologischen Untersuchungen weisen ein weitgehend stabilisiertes Material nach [Spillmann et al. Hrsg. 2006/2009]:

- Zwischen aerob stabilisiertem Material und anderen Ablagerungen bestehen eindeutig signifikante Unterschiede in der Isotopenzusammensetzung des Sickerwassers. Allein im aerob stabilisierten Material waren bis zum Basisabfluss Änderungen der Isotopenzusammensetzung infolge Verdunstung ohne Einfluss von Abbauvorgängen nachweisbar. Im Gegensatz dazu wurden in anderen Ablagerungen Einflüsse von Abbauvorgängen nachgewiesen. Unterschiede der Isotopenzusammensetzung zwischen anaerober Stabilisierung in der Methanphase und einer lang anhaltenden anaeroben Konservierung in der sauren Anfangsphase konnten dagegen nicht nachgewiesen werden.
- Die biologischen Kenndaten der mittelfristigen Untersuchungen ergaben eine 5-fach schnellere Stabilisierung durch einen gezielt aeroben Abbau im Vergleich zum günstigsten anaeroben Abbau im Deponiekörper. Bereits nach zwei Jahren waren gleichmäßige Humifizierungsvorgänge nachweisbar.

- Durch langfristige biologische Beurteilung (Besiedlung, Gaszusammensetzung, Sauerstoffzehrung und Methanbildung im Labor, Ökotoxizität etc.) konnte ein hohes mikrobielles Abbaupotential auf stabilem Substrat nachgewiesen werden, vergleichbar mit dem Gasbildungspotential eines Waldbodens.

Aufgrund der bodenähnlichen Eigenschaften liegt die Vermutung nahe, das abfallwirtschaftliche Ziel der Naturintegration reicht, um ein (im bodenkundlichen Sinne) stabiles Sediment zu schaffen. Die Untersuchung des Feinmaterials nach bodenkundlichen Kriterien ergab, dass zwar die biochemische Reaktionsträgheit der organischen Substanz einem weitgehend stabilen Huminstoff gleich, die Molekülstruktur jedoch nur mit der kleinemolekularen Anfangsphase der Huminstoffbildung übereinstimmte. Die mineralische Zusammensetzung, vor allem der hohe Gehalt an Spurenelementen, entsprachen darüber hinaus keinem natürlichen Sediment. Das Feinmaterial kann nach dieser Beurteilung zur gezielten Herstellung eines naturidentischen Bodens genutzt werden (Rezeptur der AusgangschARGE nach eingehender chemischer Analyse der Ausgangsstoffe, analytisch kontrollierte biochemische Reaktionen innerhalb von ein bis zwei Jahren bis zum Abschluss der definierten Bodenbildung). Diese Aussage zur Nutzung gilt vorbehaltlich der Prüfung auf organische Belastungen. Bei einer Reduktion der aus geologischer Sicht notwendigen Anforderungen an eine vollständige Naturintegration auf die zurzeit weit verbreitete Forderung nach einer nachsorgearmen Deponierung, so erfüllte die weitgehend biologische Stabilisierung einschließlich Nährstoffausgleich bis zur permanent aeroben Endlagerung folgende Anforderungen [Spillmann et al. 2006/2009]:

- Sickerwässer genügen langfristig den zurzeit geltenden Einleitungsbedingungen in einen Vorfluter (Abwasserverordnung 2002), einschließlich der löslichen organischen Substanzen mit fallender Tendenz der Belastungen.
- Die NE - Schwermetallgehalte des Sickerwassers überschreiten die Trinkwassergrenzwerte nicht, auch wenn diese höher liegen als im natürlichen ackerbaulich genutzten Oberboden.
- Flüchtige Substanzen, einschließlich BTX-Aromaten, werden - soweit nicht abbaubar - in der Hochtemperaturphase ausgetrieben und im Adsorptionsfilter gefasst. Schwerflüchtige organische Verbindungen werden im Rahmen abfallüblicher Feststoffgehalte weitgehend zurückgehalten.
- Unkalkulierbare langfristige Zunahmen der Emissionen infolge zeitlich begrenzter Konservierungserscheinungen sind nicht zu erwarten. Vorhandene lösliche Substanzen werden am Ende der Intensivrotte durch Auspressen des Konsolidierungswassers bevorzugt mobilisiert.
- Der biologische Ab- sowie Umbau der organischen Substanz zu geologisch stabilen, organischen Huminstoffen beginnt bereits mit Ende der Intensivrotte und setzt sich auch nach der Kompaktierung ohne Unterbrechung fort.

Vorliegende Erkenntnisse ermöglichen die Aussage, dass die flüchtigen und die auf dem Wasserpfad emittierbaren Stoffe mit Hilfe einer komplexen biologischen Stabilisierung mit aerobem Endzustand im Gesamtsystem der Deponie einschließlich Gas- und Wasserfassung erfasst und mit einer ausreichend langen Nachsorge aus der Umwelt ferngehalten werden können. Bleibt der fortlaufende biologische Stabilisierungsprozess ungestört (keine sperrende Abdeckung, Vermeidung stagnierender Sickerwässer durch systematische Entwässerung des gesamten Deponiekörpers, permanent aerober Zustand durch Gasaustausch im gesamten Deponiekörper mittels Naturzug), so ist zu erwarten, dass nach Abschluss der Nachsorge keine Belastungsspitzen infolge einer biologischen Reaktivierung erfolgen. Der Nachsorgeumfang ist für einen industriell gering belasteten Siedlungsabfall dann minimal, wenn die gasförmigen Bestandteile während der Intensivrotte emittiert und gefasst werden. Sickerwässer sollten bereits während des Betriebes die Einleitungskriterien in den Vorfluter erfüllen, so dass gedichtete Teiche als biologische Langzeitkontrollen ausreichen. Die gegenwärtigen Annahmen über die Nachsorgedauer von ca. 30 Jahren

sind selbst für dieses weitgehend stabilisierte Material unrealistisch. Wenn nach zwei Jahren Rotte die Vorstufen der natürlichen Huminstoffe sowie nach 15 Jahren zwar reaktionsträge, aber niedermolekulare und damit noch immer instabile Huminstoffe nachgewiesen wurden, ist die Bildung geologisch stabiler, hochmolekularer Huminstoffe unter gleichen Bedingungen keinesfalls schon nach weiteren 15 Jahren zu erwarten. Da des Weiteren der Deponiekörperinhalt auch nach der Bildung stabiler Huminstoffe nicht mit natürlichen Sedimenten übereinstimmt, ist aus geologischer Sicht die Herstellung eines naturintegrierbaren Sediments als Dauerlösung zu fordern [Spillmann et al. 2006/2009].

II Abfallwirtschaft in Deutschland als Vergleichsgrundlage zur Beurteilung der für Teheran entwickelten Lösung

II.I Rechtliche Grundlagen und technische Standards z.Z. der Versuchsdurchführung

Im vorliegenden Kapitel werden grundlegende Aspekte der deutschen Abfallwirtschaft dargestellt. Diese dienen als Prämissen und Vergleichskriterien hinsichtlich der Realisierung der Zielvorgaben für die in dieser Arbeit geplanten Maßnahmen in Entwicklungs- und Schwellenländern, umzusetzen am Beispiel der Stadt Teheran. In Deutschland werden, verglichen mit den weltweiten Standards, sehr hohe Anforderungen an Abfallbehandlungsverfahren und -anlagen gestellt, die nur in der Schweiz und Österreich gleichrangig sind. Die deutschen Bestimmungen wurden als Vergleichskriterien gewählt, weil sie im Vergleich zur Schweiz der biologischen Behandlung – hier für Teheran erforderlich – ausführlichere Regelungen enthalten, die auch den österreichischen Bestimmungen entsprechen. Sie wurden aufgrund der dichten Besiedlung Deutschlands für eine gefahrlose Abfallbehandlung als auch -deponierung unmittelbar in der Nähe großer Siedlungen entwickelt und sind deshalb auf ein Ballungsgebiet wie Teheran anwendbar.

In der Abfallablagerungsverordnung (AbfAbIV) wurde vorgegeben, dass ab Juni 2005 eine direkte Deponierung unvorbehandelter Siedlungsabfälle nicht mehr statthaft ist. Global betrachtet ist dieser Weg aus quantitativer Sicht nach wie vor unbedeutend. Die ungeordnete oder geordnete Deponierung (alles Reaktordeponien) gehört gegenwärtig noch zum Stand der Technik, auch in hoch entwickelten Ländern wie den USA oder Kanada. Mit dem derzeitigen Kenntnis- und Erfahrungsstand in der Stoffstromwirtschaft ist es nur bedingt möglich, deren ganzheitliche ökonomische und ökologische Komplexität (Ressourceneinsparung und geringe Umweltbelastungen) zu erfassen. Solange dies nicht geschieht, sind politisch bedingt auch keine Fortschreibungen der Qualitätsanforderungen zu erwarten. Mittelfristig dürfte jedoch die weltweite Auseinandersetzung mit dem Nachhaltigkeitsprinzip dazu führen, dass auch andere Länder den Weg in Richtung „Endlagerqualität“ [Baccini u. Gamper 1994] einschlagen werden (vgl. Kapitel I im Anhang).

Den ordnungsrechtlichen Rahmen der Abfallwirtschaftspolitik in Deutschland bildet das Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrW-/AbfG)(1994). Es ist mit dem europäischen Abfallrecht (EG-Abfall-Rahmenrichtlinie von 1991) vereinbar. Das KrW-/AbfG wurde durch Rechtsverordnungen als untergesetzliche Regelungen und allgemeine Verwaltungsvorschriften wie die Technische Anleitung Abfall (TA)(1991) und Siedlungsabfall (TASi)(1993) in Bezug auf Anforderungen an die Abfallbeseitigung ergänzt, um vollzugsfähig zu sein. Die TASi beinhaltet bundesweit gültige Standards für Restabfälle und die Gewährleistung von Entsorgungssicherheit auf Deponien nach dem Stand der Technik. Die Situation in der kommunalen Abfallwirtschaft ist durch die Umsetzung hoher Umwelt- und Qualitätsstandards gekennzeichnet. Hierzu gehören die Abfallablagerungsverordnung (AbfAbIV)(2001) nach der ab 2005 Siedlungsabfälle und Abfälle, die wie Siedlungsabfälle entsorgt werden können, nicht mehr unvorbehandelt auf Deponien abgelagert werden dürfen (§ 3 Abs. 1 AbfAbIV), und die Deponieverordnung (2002), die technische, betriebliche und organisatorische Anforderungen an Errichtung, Beschaffenheit, Betrieb und Stilllegung sowie für die Nachsorge enthält. Beide Verordnungen dienen dazu, die einzelnen Anforderungen der TASi rechtlich einzustufen [Rahmeyer 2004]. Die Bundesregierung hat im Jahre 2001 eine umwelt- und abfallrechtliche Neuordnung vorgenommen. Die MBA unterlagen nunmehr den umwelttechnischen Anforderungen der 30. BImSchV und der AbfAbIV. Laut Brunke (2003)

wurden damit für die MBA vergleichbare hohe technische Standards an den möglichst umweltgerechten Betrieb festgeschrieben wie für MVA. Für die MBA war in Deutschland seit dem 01. März 2001 folgende rechtliche Artikelverordnung gültig [Nelles et. al. 2002]:

- Artikel 1: Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen (Abfallablagerungsverordnung - AbfAbIV)*
- Artikel 2: Dreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionsschutzgesetzes (Verordnung über Anlagen zur biolog. Behandlung von Abfällen - 30. BImSchV)*
- Artikel 3: Verordnung zur Änderung der Abwasserverordnung (Anhang 23: MBA für Siedlungsabfälle).*

Die grundlegenden rechtlichen Anforderungen der AbfAbIV für die Endlagerung von biologisch stabilisiertem Material aus MBA, festgeschrieben im Anhang 2 (Zuordnungskriterien für Deponien) sind folgende:

- Ablagerung von Abfällen, die nicht den Deponiezuordnungskriterien entsprechen, nur noch bis 1. Juni 2005,
- Oberer Heizwert $< 6000 \text{ kJ/kg TS}$ oder $\text{TOC}_{\text{Feststoff}} < 18\%$,
- Atmungsaktivität nach 96 Stunden, $\text{AT}_4 < 5 \text{ mg O}_2/\text{g TS}$, oder Gasbildungsrate nach 21 Tagen, $\text{GB}_{21} < 20 \text{ l/kg TS}$,
- $\text{TOC}_{\text{Eluat}} < 250 \text{ mg/l}$,

Wesentliche Anforderungen laut der 30. BImSchV vom 20. Februar 2001 (Artikel 2) für die Errichtung von MBA - Anlagen sind nachfolgend fixiert:

- Mindestabstand zu Wohnbebauungen von 300 m,
- Kapselung oder Einhausung der gesamten Anlage,
- Abluftminimierungsgebot,
- Reinigung der gesamten Abluft und Ableitung über einen Kamin,
- Tagesmittelwert (TMW) Gesamtstaub $< 10 \text{ mg/m}^3$,
- TMW TOC $< 20 \text{ mg/m}^3$ und $< 55 \text{ g/Mg}$ (Fracht als Monatsmittel),
- $\text{N}_2\text{O} < 100 \text{ g/Mg}$ (Fracht als Monatsmittel),
- Geruchsstoffe $< 500 \text{ GE/m}^3$,
- Dioxine (PCDD/F) $< 0,1 \text{ ng/m}^3$ und
- Offene Nachrotte kann, als Ausnahmeregelung per § 16, zugelassen werden, wenn der $\text{AT}_4 < 20 \text{ mg/g TS}$ beträgt.

Mit Inkrafttreten der TASI im Jahr 1993 wurde zeitlich fixiert, dass die direkte Deponierung von Siedlungsabfällen nur noch bis Ende Mai 2005 möglich ist. Nach aktueller Rechtslage stehen dann folgende Behandlungsoptionen zur Verfügung: Abfallverbrennung und Verwertung bzw. Deponierung der Reststoffe, MBA + energetische Verwertung + Verwertung bzw. Deponierung der Reststoffe. Heute wird die Pflicht zur Vorbehandlung durch das KrWG und die DepV begründet. Die Grundlagen für diese Regelungen wurden aber beginnend mit der TASI seit 1993 gelegt, wie vorab beschrieben wurde.

Die derzeitige Situation der Restabfallmengen in Deutschland sieht nach Nelles [2003] wie folgt aus:

- **ca. 45 Mio. Mg/a Siedlungsabfälle,**
- **ca. 35 Mio. Mg/a Haushaltsabfälle, davon 50 % Wertstoffe und 50 % Restabfall,**
- **ca. 220 kg/a Restabfall pro Einwohner,**
- **ca. 50 % der Restabfälle pro Einwohner werden derzeit deponiert.**

Das Behandlungsziel der MBA in Deutschland hinsichtlich der o. g. rechtlichen Vorgaben ist die Erzeugung eines deponiefähigen Materials durch weitgehenden biologischen Abbau der organischen Substanz, wobei in der Praxis meist mit einer höchstens 12-wöchigen aeroben oder anaer-

rob/aeroben biologischen Behandlung bei optimierten Milieubedingungen gearbeitet wird. Gegenwärtig werden zur Lösung des Siedlungsabfallproblems neue Trennverfahren angeboten und eingesetzt, die nach einer biologischen Trocknung einen Teil der Minerale und Metalle abtrennen und eine getrocknete, heizwertangereicherte Fraktion - vergleichbar mit dem Heizwert von Braunkohle oder Torf - zur thermischen Verwertung anbieten. Als Beispiel soll hier das *Herhof*-Trockenstabilisierungsverfahren genannt werden, bei welchem durch Trocknung in einer 7 - 10-tägigen aeroben biologischen Behandlung ein Sekundärbrennstoff zur energetischen Verwertung erzeugt wird [Nelles et. al. 2002]. Bezüglich der Zusammensetzung bleibt in diesem Fall die heizwertreiche Fraktion „Müll“, d. h. die Zusammensetzung ist undefiniert und die Maßnahmen zur Emissionsvermeidung sind mit denen einer Abfallbehandlung identisch. Als Brennstoff für definierte Prozesse ist diese Abfallmenge ungeeignet. Im Gegensatz zu dieser trockenstabilisierten Fraktion ist die heizwertreiche Fraktion aus der Siebung gerotteter Abfälle zu nennen. Durch die Dauer des Rotteprozesses und mittels einer geeigneten Siebtechnik lassen sich fast homogene Stoffströme gewinnen, z. B. eine anhaftungsfreie Kunststofffraktion mit hohem Brennwert. Diese Unterschiede bedingen, dass heizwertreiche Fraktionen aus MBA z. B. nicht in der Liste der Abfälle aufgeführt werden, für die in der Zementindustrie in Nordrhein-Westfalen Genehmigungen zur energetischen Verwertung bestehen [Eschkötter 2002]. Eine energetische Verwertung der hochkalorischen MBA - Reststofffraktion kann aus technischer Sicht über folgende Wege geschehen:

- Mitverbrennung o. Co-Verbrennung (z. B. Einsatz in Kohlekraft- oder Zementwerken),
- Einsatz in konventionellen Müllverbrennungsanlagen (MVA),
- Einsatz in industriellen Abfallverbrennungsanlagen und
- Einsatz in „Energetischen Verwertungsanlagen“ (EVA) der Firma *Herhof*.

Dabei sind im deutschen und europäischen Raum folgende Rahmenbedingungen für die energetische Verwertung einzuhalten:

- EU-Verbrennungsrichtlinie 2000/76/EG,
- 17. BImSchV, 30. BImSchV und TA Luft und
- Richtlinien der Bundesgemeinschaft Sekundärbrennstoffe.

II.II Wissenschaftliche Erkenntnisse z.Z. der Versuchsdurchführung

Jede Art von Produktion verbraucht natürliche Ressourcen. Die Aufgaben des Stoffstrommanagements liegen darin, anfallende Stoffströme so zu leiten, dass die Stoffsysteme insgesamt ökologisch und ökonomisch effizient arbeiten. Damit soll ein umweltpolitischer Wandel vollzogen werden: weg von den End-of-Pipe - Technologien hin zu integrierten Technologien. In der Abfallwirtschaft bedeutet das u. a. die Umsetzung von Maßnahmen zur Abfallvermeidung, zur Verwertung und zur stoffspezifischen Restabfallaufbereitung und -behandlung. Die Stoffströme sind dabei so zu lenken, dass der größte Teil im Sinn einer Kreislaufwirtschaft wiederverwertet bzw. in die Natur integriert werden kann, siehe Kapitel I im Anhang. Grundlagen zum Stoffstrommanagement sind in den Arbeiten von Schmidt und Schorb (1995) dargestellt. Beispiele für ein angewandtes Stoffstrommanagement in der Abfallwirtschaft liefern Spillmann (1994), Bilitewski und Heilmann (1997) sowie Eschkötter (2002, 2004). Ein Instrument, das bereits zur Beurteilung der Massenflüsse unter abfallrechtlichen Gesichtspunkten in der Praxis angewandt wird, ist die *Stoffflussanalyse* (Flamme 2001). Das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen erarbeitete eine „Arbeitshilfe-Stoffflussanalyse bei abfallrechtlichen Beurteilungsfragen“ zur Einschätzung der Umweltverträglichkeit von Entsorgungsmaßnahmen in emissionsschutzrechtlichen Anlagen. Auf Grundlage dieser Arbeitshilfe müssen Antragsteller, die Abfälle verwerten wollen, künftig Stoffflussanalysen vorweisen, um die Umweltverträglichkeit der Verwertung zu belegen. Im Auftrag des Ministeri-

ums für Umwelt und Verkehr des Landes Baden-Württemberg wurden weiterhin vom DPU (2000) mit Hilfe der Stoffflussanalyse Anforderungen an Sekundärbrennstoffe aus Abfällen für die Zementindustrie formuliert. Das neu entwickelte Modell der Stoffflussanalyse wird perspektivisch ein Hauptinstrument in der Abfallwirtschaft sein. Sie wird u. a. zur Berechnung von Emissionsprognosen genutzt.

Trotz vorhandener Methoden werden bei der Aufstellung abfallwirtschaftlicher Konzepte zurzeit allenfalls Teilströme (heizwertreiche Mischfraktion, Metalle) und deren Verwertung betrachtet. Die thermische Behandlung und die Deponierung stehen dabei im Vordergrund. Der Ansatz des Stoffstrommanagements umfasst alle Teilströme des Systems (Schadstoffe, Wertstoffe u. ä.), ein Hauptaspekt ist die Trennung der Abfälle. Die Abtrennung von Spurenelementen aus den MVA-Schlacken zum Zweck der Reduktion, wie sie in den Kombinationsverfahren durchgeführt wird, ist ebenso eine Methode des Stoffstrommanagements wie die Abtrennung von Wertstoffen im Rahmen der Abfallvorbehandlung. Die Ausnutzung des Wertstoffpotentials ermöglicht die Ressourcenschonung und verringert zusätzlich die Abfallmasse, die im abfallwirtschaftlichen Sinn weiter betrachtet werden muss. Unter *Wertstoffabtrennung* ist zum einen die Erfassung vor der Behandlung (z. B. *Duales System Deutschland*) und zum anderen die Erzeugung verwertbarer Teilströme im Rahmen der Restabfallbehandlung (hochkalorische Fraktionen wie Kunststoffe und Holz, Metalle, Steine/Glas) zu verstehen. Durch die Aufspaltung des heterogenen Restabfallgemenges in einzelne Stoffströme mit definierten Eigenschaften wird die Möglichkeit einer emissionsarmen Wiederverwertung bzw. Naturintegration von Abfallströmen geschaffen. Die Methoden zur Wiederverwertung der einzelnen Stoffströme kommunaler Restabfälle sind weitestgehend aus der Industrie, vom Recycling sortenreiner Materialien (Produktionsabfälle, Verschnitt, etc.) bekannt. Mit dem Stoffstrommanagement können im Bereich der kommunalen Restabfallbehandlung dann optimale Ergebnisse erreicht werden, wenn es gelingt, das Stoffgemenge Restabfall in exakt abgegrenzte Teilströme aufzutrennen, die industriell verwertbar bzw. in den Naturkreislauf integrierbar sind [Eschkötter 2002, 2004].

II.III Verfahren der Abfallbehandlung zur Deponierung und Verwertung

Vorbemerkung

Abfälle können nach dem KrWG verwertet oder beseitigt werden. Ihre Eignung zur Verwertung ist an Hand des für das Recycling erforderlichen Aufwandes an Rohstoffen, Technik, Logistik, Energie etc. abzuwägen, um ökologisch und ökonomisch rentabel zu sein. Die Abfälle müssen entsprechend der Auswahl des Verfahrens nach Arten getrennt sowie in einer bestimmten Qualität und Mindestmenge vorliegen. Getrennt wird primär in die Teilströme: Biofraktion, Wertstoffe und Restabfälle. Die Separierung kann innerhalb der Abfallsammlung und des Transportes oder als Teilschritt in der anschließenden Behandlung vorgenommen werden. Für die Behandlung der Abfälle kommen mechanische, biologische und/oder thermische Verfahren zum Einsatz [Rudolf 2000].

II.III.I Deponierung

Als zeitlich unbegrenzte Ablagerung ist die Deponierung zu nennen. Trotz aller Maßnahmen zur Abfallvermeidung, -verwertung und -aufbereitung, wie die Entwicklung der Stoffstromwirtschaft verbunden mit einer fortgeschrittenen Abfallverwertung, werden noch einige Jahrzehnte Abfälle entstehen, die deponiert werden müssen. Langjährige Erfahrungen belegen, dass eine Endlage-

nung von Abfällen keine „Entsorgung“ im Wortsinne ist, sondern eine Altlast für nachfolgende Generationen. Eine Deponie wird durch folgende Merkmale beschrieben [Nassour u. Legler 2003, Nassour 2006]:

- Sie ist ein großer biochemischer Reaktor mit vielen unbekannten Prozessen.
- Sie muss auf unbestimmte Zeit überwacht werden.
- Sie ist unverzichtbarer Bestandteil der Abfallwirtschaft.
- Durch Gesetze und Verordnungen werden Quantität sowie Qualität abzulagernder Abfälle bestimmt.
- Ziel der „geordneten“ Deponie ist es, den Müll auf wenige Standorte zu konzentrieren, um eine höhere Betriebssicherheit gewährleisten zu können (Schadstoffsinke).
- Deponiestandorte müssen hinsichtlich der Eignung des Untergrundes untersucht werden.
- Sie ist ein Ingenieurbauwerk, das alle gesetzlichen Standsicherheitskriterien erfüllen muss.
- Schadstoffbarrieren und Fassungen die Deponiegase und Sickerwässer sammeln, sind ihre Hauptbestandteile.

Aus der Praxis sind folgende Deponietypen bekannt, die sich durch das Ziel der Ablagerung und die Abfalleigenschaften unterscheiden [Morscheck 2000][Nassour 2006]:

- Reaktordeponie
- Rottedeponie,
- Ballendeponie,
- Inertstoffdeponie,
- Monodeponie und
- Sonderabfalldeponie.

Die Anforderungen an die bauliche Ausführung der Deponie einschließlich der Einrichtungen zum Schutz der Umweltgüter und die Zuordnungskriterien für die einzulagernden Abfälle (Grenzwerte) sind genau festgelegt [Nassour u. Legler 2003, Nassour 2006]:

- | | |
|------------------------------------|--------------------------------|
| - Deponieklasse I (nach DepV): | Inertstoffdeponie |
| - Deponieklasse II (nach DepV): | Vorbehandelte Siedlungsabfälle |
| - Sonderabfalldeponie (nach DepV): | Spezifische Sonderabfälle |

Die wichtigsten Parameter bei der Planung und Errichtung einer Deponie sind die geologische Barriere, das Deponieabdichtungssystem, das Gasfassungssystem und die Sickerwasserbehandlungsanlage. Voraussetzung für den ordnungsgemäßen Betrieb einer Deponie ist die geregelte Sammlung und Anlieferung der Abfälle. Dieser wird immanant durch die Zusammensetzung und Stabilität der Abfälle beeinflusst, damit verbunden sind Umweltbelastungen sowie Wirtschaftlichkeits- und Nachsorgeaspekte. Die o. g. Parameter sind zusammengefasst die Grundlagen für einen geordneten Deponiebetrieb, auf welchen an dieser Stelle nicht tiefer eingegangen werden soll. Zur Optimierung hinsichtlich der Nachsorge, Verlängerung der Nutzdauer und Sickerwasserbelastungen sind verschiedene Forschungsarbeiten erstellt worden, so z. B. von Spillmann/Collins (1981) und Spillmann (1989). Bei den Deponien für unbehandelte Siedlungsabfälle ist eine Erfassung und Behandlung des Sickerwassers aufgrund der langfristig auftretenden Emissionen über viele Jahrzehnte bis Jahrhunderte hinweg notwendig (Spillmann et al. 2006/2009). Tabelle II.1 zeigt am Beispiel des CSB, TKN, Chlorid und AOX im Sickerwasser Abschätzungen des Zeitraumes bis zum Erreichen einer Grenzwertkonzentration [Hupe et. al. 2003]. Auch in den Modellberechnungen von Kruse (1994), welche die Bedingungen in einem Abfallkörper idealisieren, wurde die Langzeitentwicklung der o. g. Parameter im Sickerwasser abgeschätzt. Ohne besondere Maßnahmen nach Betriebsschluss wird das Sickerwasser einer 20 m hohen Deponie schätzungsweise 450 Jahre behandlungsbedürftig sein [Kruse 1994]. Problematisch sind auch Gase, welche infolge des anaeroben Abbaus organischer Substanz im Deponiekörper entstehen. Hauptsächlichste Komponenten sind Methan und Kohlendioxid, ferner umweltbelastende Spurengase, u. a. Schwefelwasserstoff. Die Volumenanteile der Gase werden durch die jeweilige Phase

des biochemischen Abbaus bestimmt. Die zeitliche Dauer der Phasen hängt primär vom Deponiebetrieb ab. Folgen von unkontrolliert austretendem Deponiegas sind: Verstärkung des Treibhauseffektes, Schädigung der Vegetation durch Verdrängen der Bodenluft, Brand- und Explosionsgefahr, Gesundheitsgefährdung sowie Geruchsbelästigung [Morscheck 2000].

Tabelle II.1: Zeitraum bis zum Erreichen der Grenzwerte [Hupe et. al. 2003][Kruse 1994]

| Parameter | Grenzwerte (gemäß 51. Anhang Abwasserverordnung) <i>in mg/l</i> | Zeitraum bis zum Erreichen der Grenzwerte [Kruse 1994]*** <i>in Jahren</i> | Zeitraum bis zum Erreichen der Grenzwerte [Hupe et. al. 2003] <i>in Jahren</i> |
|---|---|---|---|
| CSB | 200 | 185 | 80 - 360 (Mittelwert*: 140) |
| TKN | 70 | 440**** | 120 - 450 (Mittelwert*: 220) |
| Chlorid** | 100 | 210 | 90 - 250 (Mittelwert*: 140) |
| AOX | 0,5 | 340 | 30 - 210 (Mittelwert*: 80) |
| * Mittelwert der Untersuchungsergebnisse langjähriger Versuche im Deponiesimulationsreaktor unter anaeroben Milieubedingungen. ** Immissionsgrenzwert, Schweiz (1999). *** Modellberechnungen für einen 20 m hohen Deponieabschnitt. **** Bei einem Grenzwert von 50 mg/l. | | | |

II.III.II Thermische Verwertung

Die energetische (thermische) Verwertung nutzt den hohen Energiegehalt von Abfällen zur Gewinnung von Strom und/oder Wärme. Bei der Beseitigung von Abfällen ist die Müllverbrennungsanlage eine effiziente Methode zur nahezu vollständigen Inertisierung. Das Endprodukt einer jeden nachhaltigen Behandlung sollten inerte Abfälle sein. Sie werden als: „mineralische Abfälle, die keinen wesentlichen physikalischen, chemischen oder biologischen Veränderungen unterliegen, sich nicht auflösen, nicht brennen und nicht in anderer Weise physikalisch oder chemisch reagieren, sich nicht biologisch abbauen und andere Materialien, mit denen sie in Kontakt kommen, nicht in einer Weise beeinträchtigen, die zu nachteiligen Auswirkungen auf die Umwelt oder die menschliche Gesundheit führen könnten“ definiert [Morscheck 2000]. Die nach der Verbrennung verbleibenden reaktionsträgen Schlacken können nach ihrer Aufbereitung als Ersatzstoffe, z. B. als Straßenbaumaterial, verwandt werden. Laut den Zuordnungskriterien sind nicht verwertbare Schlacken endzulagern. Da die Struktur der Minerale in den Schlacken nicht komplett dem Gefüge eines natürlichen Gesteins entspricht sind sie instabil und reagieren langfristig exotherm nach [Baccini u. Gamper 1994].

Für MVA sowie für die Mitverbrennung von heizwertreichen Abfällen in Industrieanlagen gelten strenge immissionsschutzrechtliche Festlegungen, damit keine schädlichen Emissionen in die Luft (17. BImSchV) oder ins Wasser (§ 34 Wasserhaushaltsgesetz) erfolgen. Hauptaspekt der Verbrennung ist die Verringerung der abzulagernden Abfallmengen, ihrer Inertisierung, Hygienisierung und der Nutzbarmachung des Energieinhaltes. Selten ist die Energiegewinnung das prioritäre Ziel. Die Müllverbrennung ist ein in den Industrieländern erprobtes und langjährig genutztes Entsorgungsverfahren. Eine Vielzahl von Anbietern ist auf dem Markt zu finden. Die Komponenten und Aggregate einer MVA sind schematisch in Abbildung II.1 dargestellt. Mittels Verbrennung können Haus-, Sperrmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, Industrie- und Sonderabfälle entsorgt werden. Bekannte Müllverbrennungssysteme sind das Rostfeuerungs-, das Drehtrommel- und das Wirbelschichtverfahren. In Großfeuerungsanlagen (> 50.000 Mg/a) haben sich in den letzten Jahrzehnten besonders die Verbrennungsmethoden mit Rostfeuerungs-technik bewährt. Die aktuelle Entwicklung tendiert in die Richtung kleiner dezentraler Verbrennungsanla-

gen mit einer Durchsatzleistung von 25.000 - 50.000 Mg/a [Nassour 2006]. Wesentliche Produkte des Verbrennungsprozesses sind:

- Energie,
- Verbrennungsschlacke,
- Rauchgas,
- Filterstäube und
- Flugasche.

Der Anteil der Verbrennungsschlacke beträgt ca. 23 % des Masseninputs. Rostschlacke kann in ihrer Gesamtheit nicht als vollständig inert eingestuft werden, da eine gleichmäßige Durchglühung bei ca. 900 bis 1000 °C nicht immer gewährleistet ist. Die weiteren Reste sind unverwertbar. Stäube können in der Regel auf Grund ihres hohen Schadstoffgehaltes nicht genutzt werden. Ihre Deponierung kann u. U. gemeinsam mit den nicht verwertbaren Schlacken erfolgen [Nassour 2006].

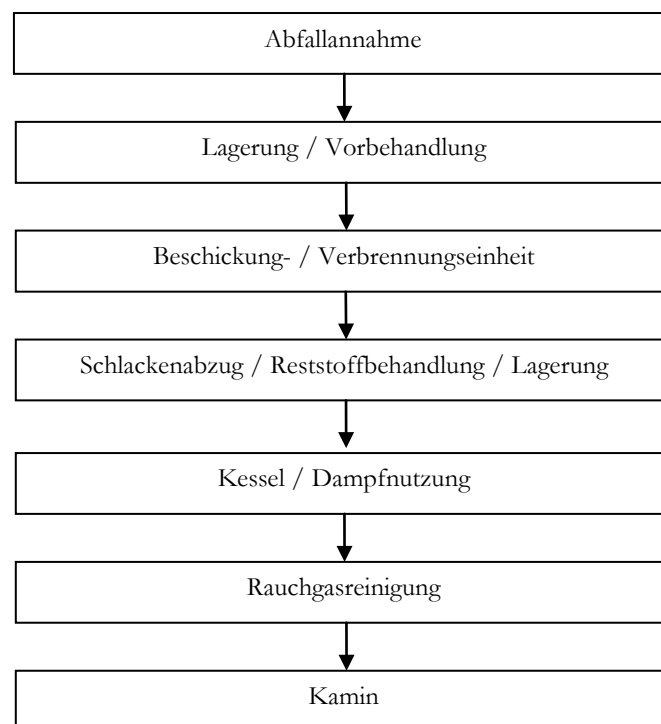


Abbildung II.1

Komponenten und Aggregate einer MVA [Nassour 2006]

In einer Massenbilanz für die biochemische Stabilisierung mit nachfolgender Brennstoffabtrennung und Ablagerung der stabilen Mineral- und Huminstofffraktion (*Elnatklasse 1* und *Nachweis der geochemischen Stabilität*) wies Spillmann [1994] am Beispiel des Restabfalls des Landkreises Nienburg/Weser nach: Von 1 Mg Restabfall TS wurden 0,16 Mg zu Kohlendioxid und Wasser abgebaut. Nach der Beseitigung der Anhaftungen konnten 0,17 Mg Kunststoffe als Brennstofffraktion gewonnen werden. 0,67 Mg bestanden aus einem nicht selbstständig brennbaren, ablageungsfähigen Mineral-Huminstoff-Gemisch. Daraus ergibt sich, dass nach erfolgreicher biochemischer Stabilisierung und Stofftrennung nur weniger als ein Fünftel der Abfalltrockenmasse thermisch soweit verwertbar sind, um als energetisch nutzbarer Brennstoff zur Verfügung zu stehen, siehe Diagramm Abb. II.2. Eschkötter [2002, 2004] wies nach, dass mittels der MBA ein verwertungsorientiertes Stoffstrommanagement möglich ist. Die gesteuerte biologische Behandlung ermöglicht dabei eine gezielte Schadstoffkanalisation, welche die Erzeugung definierter, industriell verwertbarer Fraktionen aus Restabfällen ermöglicht.

Um Aussagen zur Wirtschaftlichkeit thermischer Anlagen vornehmen zu können, muss der Behandlungsaufwand für die Siedlungsabfälle mit den Erlösen aus der Energie- und Wärmeabgewinnung abgeglichen werden. Sie sind daher an entsprechenden Bedarfsstandorten zu errichten. Daneben können die Anlagenkapazität und die technische Verfügbarkeit zu einer Verbesserung der Wirtschaftlichkeit beitragen sowie die spezifischen Behandlungskosten beeinflussen. Des Weiteren werden die Kosten maßgebend von den Möglichkeiten der Verwertung bzw. Beseitigung der Schlacke und der Rauchgasreinigungsrückstände bestimmt [Nassour 2006]. Etwa 65 Prozent der Kosten entstehen durch die Rauchgasreinigung.

69 Müllverbrennungsanlagen mit einer Kapazität von 20,4 Mio. Mg im Einsatz [ITA-D 2013]. RWE hat mit dem Anlagenbauer von Roll eine kleine dezentrale Anlage für den Kreis Ludwigslust/Parchim errichtet.

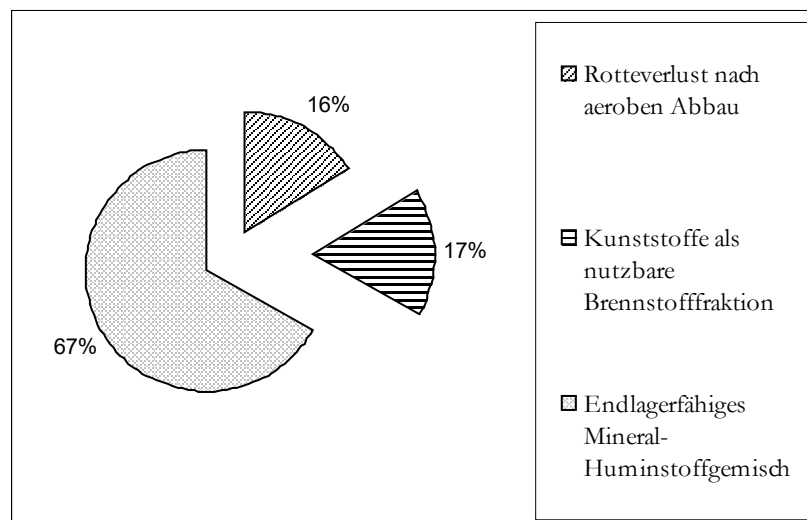


Abb. II.2: Diagramm der Massenbilanz der biochemischen Stabilisierung [Spillmann 1994]

II.III.III Mechanisch - Biologische Restabfallbehandlung

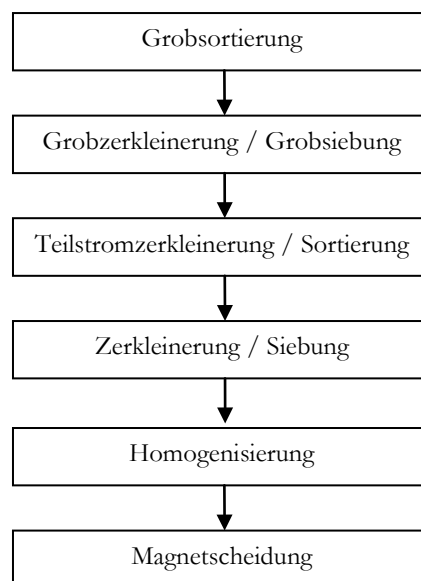
Für diese Behandlungsform von Abfällen gibt es derzeit 24 Anlagen mit einer Kapazität von über 6 Mio. Mg (ASA 2013). In der DepV werden die Anforderungen hinsichtlich Gleichstellung von MBA und MVA fixiert.

Die mechanische Abfallaufbereitung umfasst diejenigen Verfahren, durch die Stoffströme zur weiteren Verwendung oder Ablagerung aufbereitet werden (LAGA 1998). Aufbereitungsanlagen bestehen aus einer Anordnung von speziellen Aggregaten. Mit dem Durchlauf des Eingangstromes ist eine Folge von Stoffumwandlungen verbunden, wobei die konzipierten Zusammensetzungen und Eigenschaften zu erreichen sind. Die in der Abfallwirtschaft verwendete Zerkleinerungs- und Trennungsaufbereitung ist im Wesentlichen auf bekannte und bewährte Verfahrensweisen der Rohstoffaufbereitung zurückzuführen. Kriterien für die Auswahl der eingesetzten Aufbereitungstechnik sind: die stoffliche Zusammensetzung und die Anforderungen an die Produktqualität [Nassour 2006].

Tabelle II.2: Übliche Komponenten der mechanischen Behandlung [Rudolf 2000]

| Komponente | Ziele der Behandlung | Technik |
|--------------------------|---|---|
| Homogenisierung | <ul style="list-style-type: none"> - Öffnen der Abfallsäcke - Bessere Handhabung von sperrigen Gegenständen - Schaffung einheitlicher Korngrößen - Aufbereitung für die mechanische Trennung - Aufbreitung für die biolog./therm. Behandlung | Sackaufreißer, Rotorscheren, EinwellenZerkleinerer, Zerkacker/Häcksler, Schnecken-, Schneid- und Walzenmühlen, Prall- und Hammerbrecher, Shredder, Hammer- und Kugelmühlen, Mischtrommel, Chargenmischer etc. |
| Trennung/Sortierung | <ul style="list-style-type: none"> - Separierung verschiedener Wertstofffraktionen - Entfernung von Störstoffen - Separierung nach bestimmten Korngrößen | Siebe/Roste, Elektroscheider, Magnetscheider, Optische Scheider, Siebter, Dichtesortierer, Handauslese |
| Homogenisierung/Mischung | <ul style="list-style-type: none"> - Vorbereitung auf die biolog./therm. Behandlung - Vorbereitung auf die Endlagerung | Homogenisiertrömmeln, Radlader bzw. Deponiefahrzeuge |
| Kompaktierung | <ul style="list-style-type: none"> - Bessere Lager- und Transportfähigkeit von Wertstoffen - Bessere Deponievolumenausnutzung bei Endlagerung | Diverse Pressen, Kompaktorgeräte |

Die Ziele der einzelnen Behandlungsschritte und die zugehörige Technik sind in Tabelle II.2 dargestellt. Vor der biologischen bzw. thermischen Behandlung ist eine Homogenisierung notwendig. Damit nachfolgende Prozesse optimal ablaufen können, ist durch die mechanische Behandlung ein solcher Separierungsgrad der Abfallströme sicherzustellen. In Abbildung II.3 ist nach Wiemer (1992) der Ablauf der mechanischen Aufbereitung vor einer nachfolgenden biologischen Behandlung schematisch dargestellt. Die mechanische Behandlung hat die Auftrennung des heterogenen Restabfalls in Stoffströme sowie eine Konditionierung der Abfälle für die biologische Behandlung sicherzustellen. Konzeption und Realisierung entscheiden über die Qualität und Menge der Stoffströme bei den Behandlungsverfahren und sind hinsichtlich der Verfahrensziele, Ökonomie und Marktsituation anzupassen. Für die nachgeschaltete biologische Behandlung wird vorrangig das Verfahren der aeroben Rotte genutzt. Bei dieser werden biogene organische Abfälle zu 80 - 90 % von fakultativ aeroben Bakterien und Actinomyceten sowie diversen Schimmelpilzen zu Kohlendioxid, Wasser und Mineralsalzen abgebaut und gleichzeitig komplexe Verbindungen (Huminstoffe) aufgebaut. Der Prozess gliedert sich in Haupt- und Nachrottephase. Er leistet einen entscheidenden Beitrag zur Schließung der natürlichen Stoffkreisläufe und einer Minimierung der Emissionen.

**Abbildung II.3: Verfahrensschritte der mechanischen Aufbereitung [Rudolf 2000]**

Entsprechend dem Ziel der Aufbereitung kann die mechanisch-biologische Restabfallbehandlung grundsätzlich nach folgenden Konzepten realisiert werden [Nassour u. Legler 2003][Nassour 2006]:

- Splittingkonzepte (Hauptziel: Deponiefraktion) und
- Trocknungskonzepte (Hauptziel: Ersatzbrennstoff).

Als Splittingkonzepte werden primär abfallwirtschaftliche Konzepte bezeichnet, deren Ziel es ist, die organische Fraktion durch eine möglichst vollständige biologische Behandlung (Rotte und/oder Vergärung) in eine Deponiefraktion umzuwandeln. Als Mindestsplitting ist die Trennung in eine heizwertreiche Fraktion und Eisenmetalle vorgesehen [Nassour 2006], siehe Abbildung II.4. Bei Anwendung des Trocknungskonzeptes, dargestellt in Abbildung II.5, beträgt die Behandlungsdauer nur 5 - 10 Tage. Ursache dafür ist eine möglichst hohe Durchsatzmenge bei geringem Anlagenvolumen. Hierfür eignen sich Rottecontainer, Tunnelrotten und ggf. Rottetrommeln.

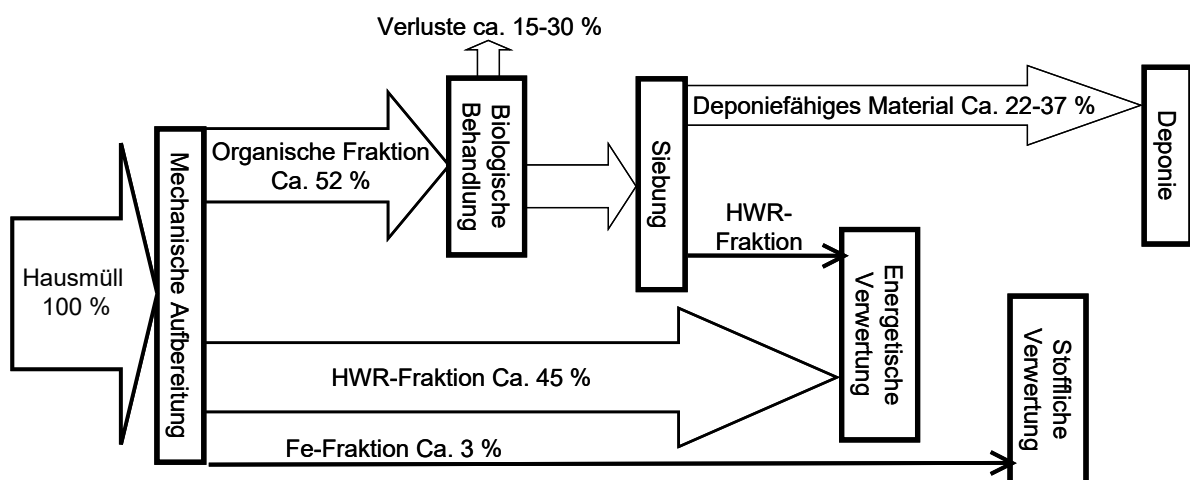


Abbildung II.4: Einfaches Splittingkonzept (Angaben in Gew.-%) [Nassour 2006]

Durch die Trocknung wird der Heizwert des Restabfalls erhöht und die Trenneigenschaften verbessert. Der Wassergehalt kann dabei auf unter 12 % gesenkt werden. Aufgrund der Staubentwicklung sind bei der Verarbeitung des getrockneten Abfalls technisch aufwendige, gekapselte Systeme einzusetzen. Der verbleibende Restabfall wird i. d. R. in die drei Fraktionen Brennstoffe, Metalle und Inertanteile (Steine, Glas, Sand) getrennt. Die heizwertreiche Fraktion wird in speziellen Verbrennungsanlagen (EVA) oder in anderen geeigneten Anlagen verbrannt [Nassour 2006]. Die in der DepV vorgeschriebenen biologischen Stabilitätsparameter AT_4 von < 5 mg/g TS, GB_{21} von < 20 l/kg TS bzw. TOC im Eluat < 300 mg/l, sind, bei Beachtung der Anforderungen der 30. Bundesimmissionsschutzverordnung, großtechnisch meist nur mit kosten- und technikintensiven Verfahren realisierbar. Die Frachtbegrenzung der 30. BImSchV auf < 55 mg TOC/Mg in der Abluft erfordert eine thermische Abgasreinigung sowie eine Einhausung der Anlage und ist nur mit Anstrengungen hinsichtlich einer Mehrfachnutzung der Luft einzuhalten. Allein die Kosten für die Abluftreinigung werden von den Anlagenherstellern mit ca. 8 €/m³ Luft angegeben [Dippert 2002]. Eine Ausnahme bildet das FABER AMBRA[®] - Verfahren, wo mittels einer geschlossenen Biofilterschicht und einer aufliegenden Aktivkohlematte die Grenzwerte eingehalten werden konnten (siehe folgenden Absatz) [Maak 2002].

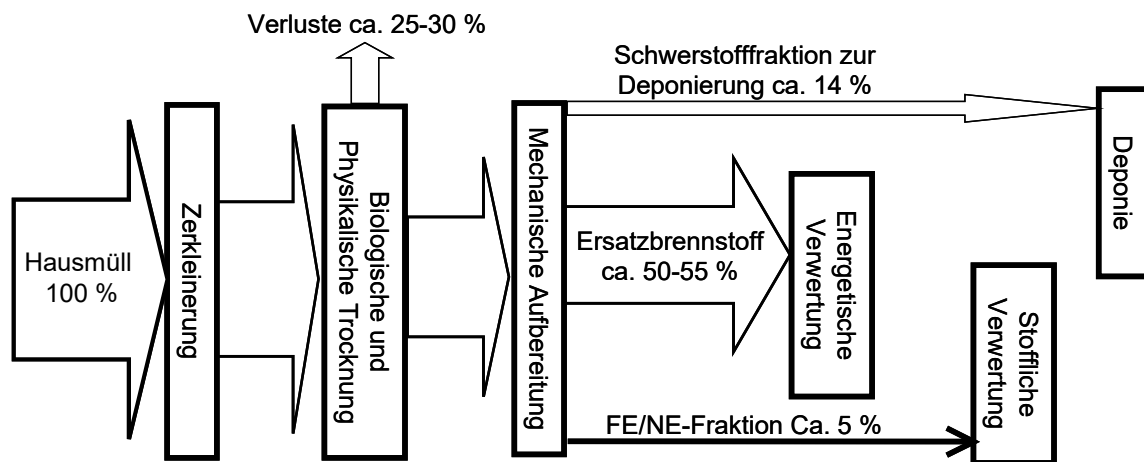


Abbildung II.5: Einfaches Trocknungskonzept (Angaben in Gew.-%) [Nassour 2006]

Die Gesamtkosten setzen sich aus drei Kostenblöcken zusammen. Diese umfassen die Behandlung in der Anlage (inklusive Material-, Strom- und Wärmeerlöse), die energetische Verwertung der Hochkalorik und die Deponierung der Reststofffraktion. Der bisherige Kostenvorteil der MBA gegenüber der reinen thermischen Abfallverwertung war sich aufgrund aktueller politischer Richtlinien und Gesetze, wie Kapselung und thermische Abluftbehandlung, nicht zu halten. Auf der Deponie Meisenheim, Landkreis Bad Kreuznach, wurden die anfallenden Abfälle von 1994 bis 1999 mit dem FABER AMBRA® - Verfahren behandelt. Regelmäßige Analysen belegten, dass einerseits die Anforderungen der AbfAbfV mit dem bisher verwendeten MBA - Verfahren eingehalten und andererseits die Vorgaben der 30. BImSchV nicht realisiert werden konnten. Deshalb wurde im August 2000 ein neuer Rotteversuch auf der Deponie Meiseheim durchgeführt, basierend auf einer Weiterentwicklung des Verfahrens. Bereits im Jahre 1998 erfolgten Versuche zur Feststellung des Emissionsverhaltens des FABER AMBRA® - Verfahrens. Die Messungen wurden im Praxisbetrieb sowohl an der Oberfläche der Miete als auch an den Ausgängen der Kaminrohre durchgeführt. Die Ergebnisse zeigten, dass das Emissionsverhalten anderen Rotteverfahren entspricht. Während der ersten vier Wochen waren Emissionen von leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffen festzustellen, danach bewegten sie sich asymptotisch gegen Null. Nach 6 Monaten Rottedauer wurden keine Emissionen mehr gemessen [Maak 2001]. Die vom Gesetzgeber durch die 30. BImSchV festgesetzten Anforderungen konnten jedoch nach den Messungen von 1998 nicht erreicht werden. Aus diesem Grund mussten Überlegungen zur Nachrüstung des Verfahrens angestellt werden, um die Grenzwerte nach der 30. BImSchV einhalten zu können. Die Ergebnisse der durchgeführten Emissionsmessungen zeigten, dass es sich bei diesen um Bagatellströme leichtflüchtiger Kohlenwasserstoffe handelt. Derartige geringe Volumenströme können durch Filterung mit Aktivkohle verhindert werden. Deshalb wurde im Jahr 2000 zur Modifikation ein Konzept entwickelt, bei dem eine vollständige Kapselung der Mieten während der ersten vier Wochen Rottedauer mit Aktivkohle erfolgt. Nachfolgende Emissionsmessungen zeigten, dass die Grenzwerte der 30. BImSchV nicht überschritten wurden. Die TOC - Konzentrationsgrenzwerte von 20 mg/m³ (TMW) werden im Anlagendurchschnitt deutlich unterschritten. Hier sind in Abhängigkeit von den Strömungsverhältnissen Messergebnisse zwischen 12 und 17 mg/m³ ermittelt worden. Die Messungen ergaben, dass TOC - Monatsfrachten zwischen 13 und 32 g/Mg aus dem modifizierten Verfahren in Abhängigkeit von den Strömungsverhältnissen emittieren können. Der Grenzwert als Monatsmittel von 55 g/Mg wurde somit deutlich unterschritten. Bei der Überdeckung der Mieten mit den Aktivkohlematten ergeben sich zusätzliche Kosten von ca. 1,50 - 2,00 €/Mg für die Abluftbehandlung [Maak 2001]. Die vorliegenden Ergebnisse belegen,

dass mit dem FABER AMBRA[®] - Verfahren die Emissionsanforderungen des § 6 der 30. BImSchV eingehalten werden können.

Durch die Forderung des § 7, dass die Abgase über einen Schornstein abgeleitet werden müssen, ist es erforderlich, die biologische Behandlung als zweistufige Anlage zu errichten. Die erste Stufe findet in einer geschlossenen Halle statt. In dieser wird die Abluft an der Decke abgesaugt und wieder zur Belüftung der Abfälle unter die Mieten gefördert. Nach § 16 der 30. BImSchV erfolgt anschließend in einer zweiten Behandlungsstufe eine Nachrotte der Abfälle. Der für die offene Nachrotte erforderliche Grenzwert der Atmungsaktivität ($AT_4 < 20 \text{ mg O}_2/\text{g TS}$) wird durch die Behandlung in der ersten biologischen Stufe erreicht. Für die Nachrotte ist eine abgedichtete Fläche erforderlich, auf der die Mieten mit einem Oberflächenfilter (Biofilter oder Aktivkohlematten) gekapselt aufgebaut werden. Somit wird die Forderung des § 16, dass durch sonstige betriebliche Maßnahmen sichergestellt wird, dass der Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen auf andere Weise Genüge getan ist, voll erfüllt [Maak 2002]. Es ist an dieser Stelle anzumerken, dass diese gesetzlichen Forderungen zu einer erneuten Verteuerung des Verfahrens führte, und somit zukünftig verstärkt ein Einsatz des ungekapselten Verfahrens im Ausland zu erwarten ist.

Fazit:

Technik- und kostenintensive Verfahren, wie die thermische Verwertung und High-Tech MBA mit thermischer Abgasreinigung, wie Trockenstabilatanlagen nach deutschem Muster, sind in Entwicklungs- und Schwellenländern ungeeignet und nicht zu vertreten. Zur Lösung ihrer Abfallprobleme eignen sich primär MBA, z. B. auf der Basis des herkömmlichen Kaminzugverfahrens, wie das o. g. FABER AMBRA[®] - Verfahren oder das Schwäbisch Haller Modell, ausführlich in Kapitel III, im Anhang, beschrieben. Diese Low-Expensive aber High-Tech - Verfahren erfüllen alle in Mitteleuropa geltenden gesetzlichen Ablagerungs- und Emissionsstandards.

III Abfallbehandlung mit dem Kaminzugverfahren

III.I Einsatz auf der Deponie Schwäbisch Hall

Die Deponie Hasenbühl bei Schwäbisch Hall wurde im Dezember 1976 in Betrieb genommen und ist damit die älteste, noch funktionstüchtige und in Betrieb befindliche, mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlage in Deutschland. Sie hielt seit dem Jahre 1976 die Werte der TASI 2001 ein [Spillmann 2002]. Die Betriebserlaubnis der Deponie beruhte auf einem Erlass des Regierungspräsidiums Stuttgart von 1995 auf der Grundlage der TASI 1993 und der Verordnung über Deponien, Langzeitlager sowie zur Änderung der AbfAbIV vom 24.07.2002. Sie war durchgehend bis zum Ende der Laufzeit im Mai 2005 gültig.

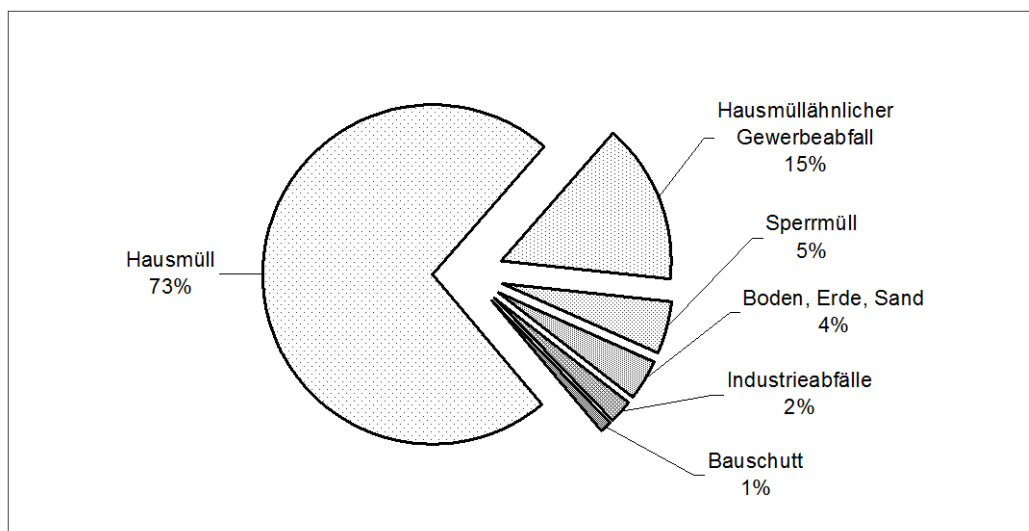


Abbildung III.1: Diagramm der Abfallzusammensetzung im Jahr 2002 [Iliesiu 2003]

Durch die Behandlung des Abfalls vor dessen Deponierung sollen folgende Zielstellungen realisiert werden:

- Minimierung der gasförmigen Emissionen aus dem Deponiekörper,
- Verbesserung der Qualität des Sickerwassers und
- Verlängerung der Laufzeit der Deponie bis zum Jahr 2005.

An die Anlage waren etwa 300.000 Einwohner der vorwiegend ländlich geprägten Kreise Schwäbisch Hall und Hohenlohe angeschlossen, die jährlich eine Müllmenge von ca. 73.000 Mg erzeugten, dass entspricht ca. 245 kg/EW*a.

Tabelle III.1: Deponie- und Rotteinput im Jahr 2002 [Iliesiu 2003]

| Splitting | Menge in Mg |
|---------------------------|----------------|
| Gesamtinput der Deponie | 73.162,39 |
| Einbau in Rottemieten | 68.894,52 |
| Ausschleusung, ohne Rotte | 4.267,87 |

Außer Boden, Bauschutt und Sortierreste war die gesamte Abfallmenge für die biochemische Behandlung vorgesehen, so dass ca. 68.000 Mg gerottet werden konnten, veranschaulicht in Tabelle III.1. Diese Menge entspricht ca. acht Prozent der 1996 in der gesamten Bundesrepublik mechanisch-biologisch behandelten Abfälle. Die Behandlung besteht aus zwei Phasen, der mechanischen Zerkleinerung und der sich anschließenden Rotte in statischen Tafelmieten, welche durch ein Belüftungssystem auf Kaminzugbasis mit Sauerstoff versorgt werden. Der Verrottungsprozess und somit die Güte der Rotte wird durch regelmäßiges Messen der Temperatur und der Gaszusammensetzung in Messlanzen und Abluftkaminen kontrolliert [Breuer 2000].

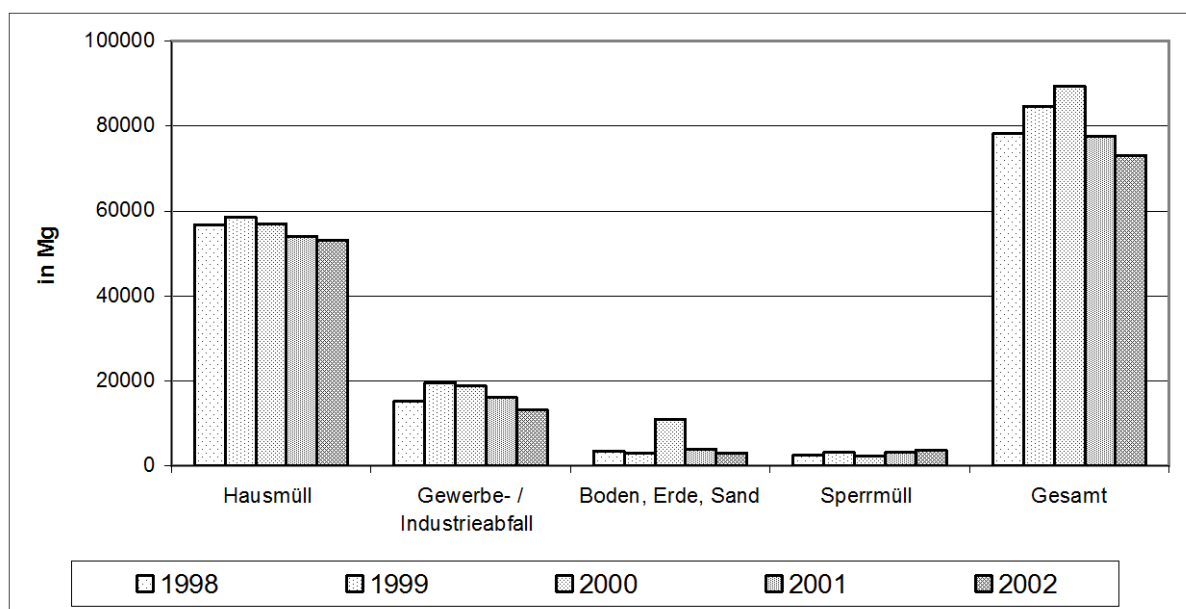


Abbildung III.2: Diagramm der Entwicklung der Abfallzusammensetzung [Iliesiu 2003]

III.II Das „Schwäbisch Haller Modell“

In Schwäbisch Hall fand zur Belüftung der Rottemieten ein abgewandeltes Kaminzugverfahren, das sogenannte „Schwäbisch Haller Modell“ nach Hashemi [Hashemi 1998], Anwendung. Dieses Verfahren zur Verrottung von Haus- und Gewerbemüll wurde seit 1994 genutzt. Es stellt eine sukzessive Weiterentwicklung des Kaminzugverfahrens nach Spillmann/Collins [1981] dar, das von 1976 bis 1982 und, in Abwandlungen, von 1986 bis 1994 vorwiegend zur Volumenreduktion in Schwäbisch Hall eingesetzt wurde. Für die Behandlung der Abfälle waren beim Schwäbisch Haller Modell folgende Arbeitsschritte festgeschrieben: Der Müll wird unmittelbar nach der Anlieferung mit einem langsamlaufenden Shredder auf eine Körnung < 200 mm zerkleinert und mit einem Rottebeschleuniger beimpft. Anschließend erfolgt der Transport des behandelten Gutes zur Mietenaufsetzstelle auf dem Müllkörper, wo es als ca. 2 m mächtiger Fuß der 25 m x 120 m

großen Rottemiete dient. Für einen einwandfreien, langanhaltenden Rotteverlauf ist ein bestimmter Anteil strukturgebenden Materials für ein ausreichendes Luftporenverhältnis notwendig. Zur Sauerstoffversorgung der Miete wird nach je acht Metern ein Belüftungssystem eingebaut, dieses besteht aus gelochten, horizontal verlegten Polyethylen - Dränrohren (DN 150), die zur Entlüftung mit zwei senkrechten Kaminen aus dem gleichen Material versehen werden. Die horizontalen Rohre treten an den Böschungen der Miete aus, um den Lufteintritt zu ermöglichen. Nach dem Aufsetzen der Miete erfolgt deren Abdeckung mit einer 20 - 30 cm dicken Schicht aus abgeseibtem Feinmaterial < 10 mm, das aus einem früheren Rottezyklus gewonnen wurde.



Abbildung III.3: Luftbild der Deponie in Schwäbisch Hall

Die Rottedauer beträgt ca. 5 Monate, wobei der exakte Abtragszeitpunkt durch Temperatur und Gaszusammensetzung bestimmt wird. Nach dem Erreichen dieser Werte wird das Mietenmaterial aufgenommen, zur Siebanlage transportiert und dort in eine Feinfraktion, die als Abdeckmaterial wiederverwendet wird, und eine Grobfraktion > 10 mm, die auf der Deponiefläche mit einem Kompaktor hochverdichtet eingebaut wird, getrennt. Das System von Breuer [Breuer 2000] wurde von 1999 bis 2001 angewendet und löste das Schwäbisch Haller Modell ab, siehe Abbildung III.4. Seit 2002 ist ein modifiziertes Verfahren, bedingt durch den Platzmangel, mit dem Namen „Landkreis SHA 2002“ im Einsatz [Iliesiu 2003]. Die Mietenhöhe beträgt jetzt 3,5 m. Zur Belüftung wird die Methode von Breuer genutzt, wobei Be- und Entlüftung getrennt sind. Sie erfolgt mittels zweier horizontal übereinander liegender, nicht durchgehender Rohre, welche in 1 m und

in 2 m Höhe eingebaut werden. Die Einzelkamine werden auf einer Höhe von 1,8 m installiert und enden im Inneren der Miete. Der Wechsel zwischen Be- und Entlüftung erfolgt im Abstand von 4 m. Für die Abdeckung der Mieten werden gehäckselte unbelastete Holz- und Parkabfälle verwendet, welche die Kreisverwaltung kostenlos zur Verfügung stellt. Damit entfällt die Absiebung des gerotteten Mietenmaterials, so dass der sofortige Einbau mit Verdichtung möglich wird [Iliesiu 2003]. Nachteilig ist der Eintrag von nicht stabilisiertem Material in den Deponiekörper, die Verringerung der Niederschlagsversickerungsrate auf der Oberfläche und somit verbunden der verlängerte Nachsorgezeitraum.

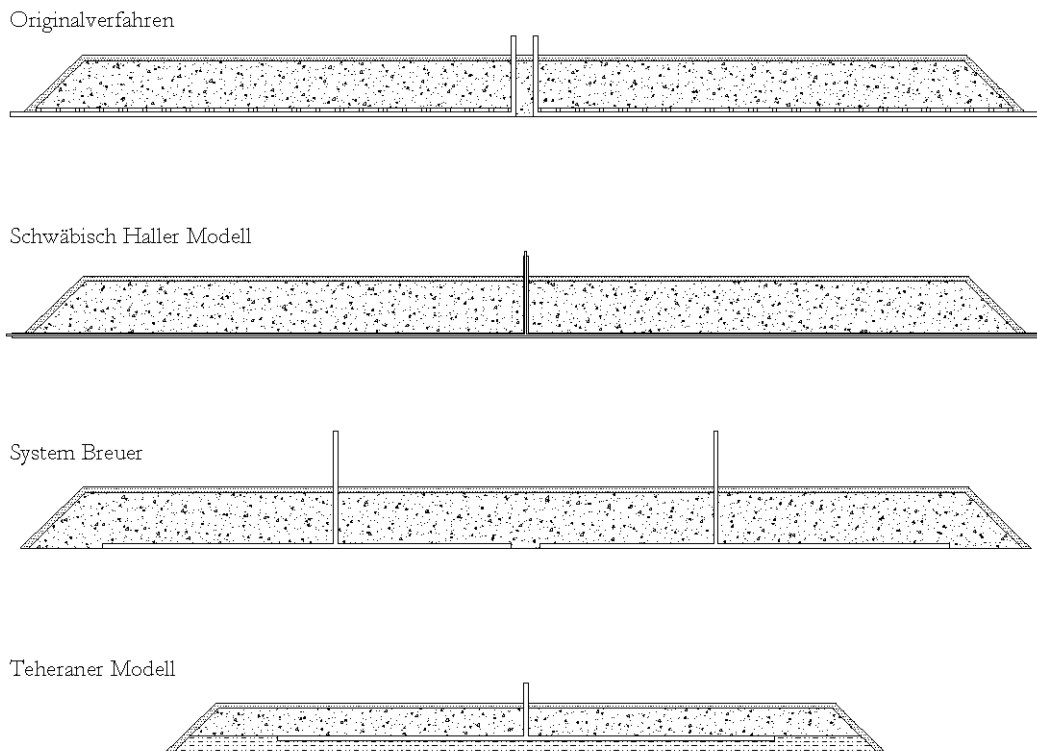


Abbildung III.4: Schemata der Varianten des Kaminzugverfahrens

III.III Vorteile und Nachteile

Die in Schwäbisch Hall angewandte Rottemethode hat gegenüber konventionellen Verfahren folgende Vorteile:

- Sie nutzt die beim Abbau der organischen Müllbestandteile freiwerdende thermische Energie zur Be- und Entlüftung des Abfalls und benötigt dadurch nur eine geringe externe Energiemenge pro Mg Input (2,11 l Diesel) [Iliesiu 2003].
- Die Verwendung des Kaminsystems und der Dränrohre mit großen Nennweiten gewährleisten einen hohen Sauerstoffeintrag und somit optimale Rottebedingungen im Müllkörper. Als extensives Rotteverfahren verzichtet es auf aktive Belüftungsmaßnahmen.
- Bei minimal fünfmonatiger Rotte steigt die relative Einbaudichte von ca. 0,85 Mg/m³ bei Nichtbehandlung des Abfalls bis auf 1,6 Mg/m³ [Iliesiu 2003].
- Die Homogenität der Abdeckschicht und die geringe Zahl an Hohlräumen, die als potentielle Lebens- und Nistmöglichkeiten für Vektoren infrage kommen, verhindern deren Massenvermehrung [Hashemi 2002].

- Die Abdeckung dient als Biofilter, um die über die Oberfläche austretenden Gase zu reinigen.
- Die niedrigen Behandlungskosten von ca. 60,00 €/Mg, inklusive Deponierung, stellen einen weiteren Vorteil des Verfahrens dar [Iliesiu 2003].

Im Anfangsstadium des Frischmüll - Rotteprozesses findet, hauptsächlich durch den Abbau der organischen Substanz, eine Verschiebung der Korngrößenverteilung zum Feinkorn statt. Die Feinfraktion stellt mit ihrem großen Anteil nativen organischen Materials den für die biologischen Abbauvorgänge maßgeblichen Anteil dar. Die Kreislaufführung dieser Feinfraktion gewährleistet eine extrem lange Rottezeit des organischen Materials. Durch diese Maßnahme wird die weitgehende Mineralisierung sichergestellt. Diese Tatsache ist an den niedrigen TOC - Werten im Eluat, die den Wert der TASI von < 250 mg/l unterschreiten und am erdartigen Geruch der genannten Feinfraktion, erkennbar. Der vorgeschrittene Mineralisierungsprozess zeigt sich auch an der üppigen Ruderalvegetation auf den Rottemieten. Die Abdeckschicht aus Feinfraktionsmaterial bewirkt durch ihre, gegenüber dem Frischmüll, geringere Gasgängigkeit eine gleichmäßige Durchströmung des Mülls. Sie fungiert als Wärme- und Feuchtigkeitssperre, hält das Temperaturniveau bis kurz unter der Oberfläche hoch, verhindert Temperaturschwankungen sowie trockene Stellen und schafft dauerhaft optimale Voraussetzungen für die Entwicklung thermophiler Mikroorganismen [Breuer 2000]. Die in Laboruntersuchungen ermittelten Daten belegen die Leistungsfähigkeit des Verfahrens, primär zu nennen sind die:

- Gesamtkohlenstoffwerte (TOC) im Eluat der Feinfraktion < 10 mm von 226 mg/l,
- Geringe Gasbildung von 210 m³/h bei 1,8 Millionen Mg im Deponiekörper,
- Qualität des Sickerwassers CSB ca. 5000 mg/l und
- BSB₅ ca. 500 mg/l, siehe Tabelle III.2.

Vor allem die Tatsache, dass die Deponie aufgrund der erzielten Volumenreduktion länger als geplant betrieben werden kann, zeigt, dass das angewendete Einfachverfahren geeignet ist, die Ziele einer nachhaltigen Abfallwirtschaft zu erfüllen. Der qualitative Sprung zwischen dem Jahr 1999 und 2000 in der Tabelle III.2, ist mit der getrennten Ableitung des Bermenwassers in die Kanalisation zu begründen. Damit entfallen etwa ein Drittel des gemessenen Durchflusses und der Verdünnungseffekt. Durch die Planung der Endrekultivierung wurde ein Auffüllvolumen von ca. 1,83 Mio. m³ berechnet. Davon sind für die reine Abfallverfüllung ca. 1,69 Mio. m³, das entspricht 2,3 Mio. Mg, und für die Endabdeckung 0,13 Mio. m³ vorgesehen. Mit dem Schließen der Deponie im Mai 2005 war das zur Verfügung stehende Volumen verbaut und die maximal erlaubte Abfallaufschüttung von 50 m erreicht. Bei der Bewertung dieser Zahlen ist zu beachten, dass zwischen 1982 und 1986 keine biologische Vorbehandlung des Abfalls erfolgte und deshalb ein Teil dieser Werte durch den unbehandelten Abfall aus diesem Zeitraum erhöht wird. Als Vorteil bei der Planung der Entgasung der Deponie erwies sich der Umstand, dass sie seit ihrem Beginn als Rottedeponie geführt wird. Im Vergleich zu einer herkömmlichen Deponie mit verdichtetem Einbau hat eine Rottedeponie ein niedriges Gaspotential.

Tabelle III.2: Jahresmittelwerte von Sickerwasser - Leitparametern [Iliesiu 2003]

| Jahr | Durchfluss l/s | pH-Wert | Leitfähigkeit $\mu\text{S}/\text{cm}$ | BSB ₅ mg/l | CSB mg/l | NH ₄ -N mg/l | AOX mg/l | TOC mg/l |
|------|-------------------|---------|--|--------------------------|-------------|----------------------------|-------------|-------------|
| 1998 | 0,67 | 8,16 | 14085,83 | 353,33 | 3441,67 | 915,00 | 1886,67 | 1231,67 |
| 1999 | 0,92 | 7,90 | 13969,17 | 475,83 | 3791,67 | 1023,33 | 1530,00 | 1345,83 |
| 2000 | 0,52 | 8,09 | 19158,33 | 332,50 | 5550,00 | 1550,00 | 2265,83 | 2254,17 |
| 2001 | 0,66 | 8,09 | 17600,00 | 424,83 | 5675,00 | 1471,67 | 2533,33 | 2395,00 |
| 2002 | 1,01 | 8,00 | 18491,67 | 602,50 | 6508,33 | 1619,17 | 2425,00 | 2765,83 |

Die Werte liegen zwischen 8 - 12 m³/Mg, bei unbehandelt abgelagerten Abfällen im Bereich von 120 bis 200 m³/Mg [Hupe et. al. 2003]. Ein geringes Gaspotential ist deshalb wichtig, da ein Großteil des gebildeten Methans in die Atmosphäre emittiert wird. Bei der Entsorgungsanlage Hasenbühl geht man zurzeit von 25 % aus [Iliesiu 2003]. Nachteilig wirkt sich der mit den Rottemieten einhergehende große Platzbedarf aus, so dass in Schwäbisch Hall der Mietenbau nur auf dem Müllkörper möglich ist. Durch den Gasaustritt über die Oberfläche der Deponie kommt es zu Anreicherungen von Methan in den Mieten, wodurch sich die Bedingungen für die aeroben Mikroorganismen nachweisbar verschlechtern. Zusätzlich müssen große Teile der Deponiefläche als Fahrwege offen gehalten werden, um den Abfall zum jeweiligen Mietenbauplatz zu transportieren. Vektoren und hygienisch bedenkliches Material können, so z. B. durch Wind, aus der Deponie in die angrenzenden Nutzflächen getragen werden [Breuer 2000]. Um eine optimale Funktion des Belüftungssystems zu gewährleisten, ist ein sorgfältiger und maßgenauer Aufbau der Kamine, Rohranschlüsse und Dränrohre nötig. Die im Praxisbetrieb realisierten Abstände des Kaminsystems differieren um 5 - 6 m von dem von Spillmann berechnetem Wert. Dieser liegt bei drei Metern, so dass eine ausreichende Sauerstoffversorgung in der gesamten Miete nicht gewährleistet ist [Spillmann et. al. 1982]. Die Folge zu großer Abstände sind eine ungleichmäßige Sauerstoffversorgung, anaerobe Nester und hohe kleinräumige Temperaturunterschiede. Fehlstellen in der Abdeckschicht, in denen es zur Vermehrung von Vektoren kommen kann, können bei der derzeitigen Arbeitstechnik, einer zu kleinen Kettenraupe, nicht ausgeschlossen werden. Dadurch werden das Strömungsregime und der Wasserhaushalt innerhalb der Miete auf unvorhersehbare Weise beeinflusst. Nach dem Aufsetzen der Mieten sind keinerlei Möglichkeiten zur Steuerung der Sauerstoff-, Wasser- und Milieuverhältnisse mehr vorhanden. Die Wasserzufuhr durch Niederschläge beträgt in Schwäbisch Hall während der Rottezeit von 5 Monaten etwa 400 l/m² Mietenoberfläche. Der Sauerstoffaustausch ist nur anhand der Strömungsgeschwindigkeiten in den Zu- und Abluftrohren abschätzbar. Eine Reinigung der Kaminabluft kann nicht erfolgen. In der feuchten Jahreszeit ist die Befahrbarkeit des Deponiekörpers nach Niederschlägen wegen der fortgeschrittenen Mineralisierung nicht immer gewährleistet. In solchen Fällen müssen Strassen aus Frischmüll auf der Deponiefläche gebaut werden. Dieser Müll wird folglich unbehandelt eingebaut und trägt zu einer Erhöhung der gasförmigen und flüssigen Emissionen aus der Deponie bei [Breuer 2000].

III.IV Kosten

Die Deponie läuft als Betreibermodell. Von der Kreisverwaltung erhielten zwei Fremdfirmen den Auftrag, die ankommenden Abfälle nach dem Kaminzugverfahren zu behandeln. In der Tabelle III.3 sind die Aufgabenfelder der Fremdfirmen und deren Kosten dargestellt [Iliesiu 2003].

Tabelle III.3: Behandlungskosten im Jahr 2002 [Iliesiu 2003]

| Fremdfirma | Tätigkeiten | Kosten <i>Brutto in €/Mg</i> |
|-------------------|---|--|
| 1 | Zerkleinerung und Absiebung | ~ 4,00 |
| 2 | Mietenaufbau und -abtrag, Einbau, Kompaktieren, Nebenkosten | ~ 6,00 |

Die Behandlungskosten belaufen sich derzeit auf ca. 10,00 €/Mg brutto, nicht einbezogen ist der Aufwand der Kreisverwaltung für die Entsorgungsanlage. In der Kreisverwaltung fallen Kosten für folgende Bereiche an:

- Personal,
- Überwachung (Analysen und Tests),
- Deponieabdeckung,
- Baumaßnahmen und Nachsorge.

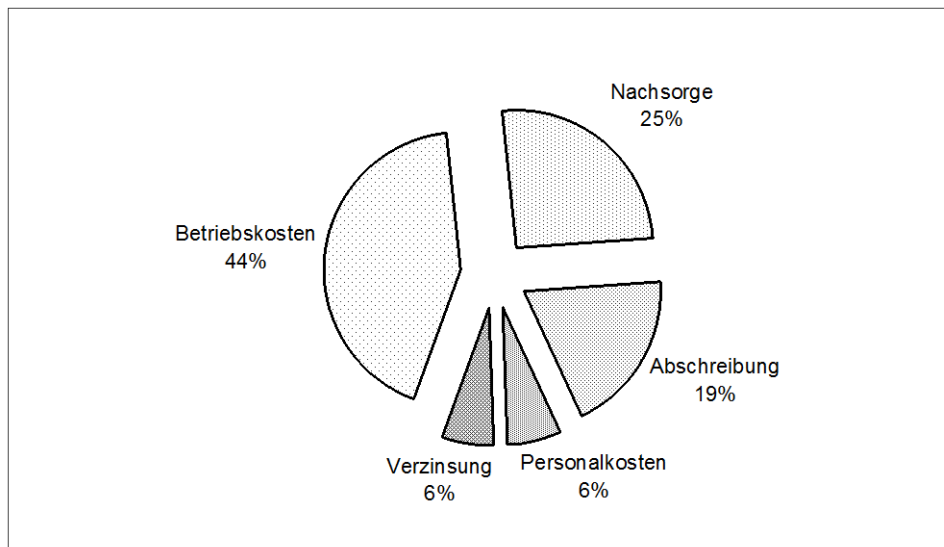


Abbildung III.5: Diagramm der Teilkosten des Deponiebetriebes [Iliesiu 2003]

Die Gesamtkosten des Deponiebetriebes beliefen sich im Jahr 2002 auf 4,3 Millionen Euro. Daraus ergibt sich ein Aufwand von ca. 60 €/Mg Abfall. Im Diagramm III.5 sind die Teilkosten des Deponiebetriebes veranschaulicht. Das Segment Betriebskosten beinhaltet Aufwendungen für Baumaßnahmen (Rekultivierung etc.) und die Bezahlung der Fremdfirmen.

Voraussetzung zur erfolgreichen Nutzung des Verfahrens

Gegenüber anderen Behandlungstechnologien, wie beispielsweise thermischer Verfahren, liegt der Vorteil von extensiven Rotteverfahren in deren ökonomischer Attraktivität. Die Wirtschaftlichkeit ergibt sich aus dem niedrigen Automatisierungsgrad sowie durch vertretbare finanzielle und energetische Aufwendungen. Aufgrund der „Einfachheit“ des Kaminzugverfahrens wurde und wird dieses abgewertet. Oft wird auch davon ausgegangen, dass für diese Low-Level-Technologie kaum fachlich qualifiziertes Betreuungspersonal erforderlich ist. Das ist jedoch ein Trugschluss. Nur ausgebildete und erfahrene Mitarbeiter sind in der Lage, mittels der wenigen, komplexen Steuergrößen und deren Korrelationen zueinander, kontinuierlich auf die Qualität des Rotteprozesses Einfluss zu nehmen. Durch die ständige, fundiert wissenschaftliche Betreuung, die zu zahlreichen Modifikationen führte, konnte die heutige technische Reife des Verfahrens als alternatives Behandlungsverfahren erreicht werden [Dörrie 2001].

IV Lokale Einflüsse bei der Verfahrensentwicklung auf der Deponie der Stadt Teheran

IV.I Gesellschaftliche Rahmenbedingungen

Alle im Rahmen der Forschungsarbeit in Teheran durchgeführten Untersuchungen wurden vom Autor konzipiert, vorbereitet, ausgeführt und ausgewertet. Das in der Islamischen Republik Iran herrschende theokratische Gesellschaftssystem erschwerte und verzögerte die Arbeiten in zeitlichen Dimensionen, die in Deutschland unvorstellbar sind. Die aufgetretenen Probleme können in drei Gruppen unterteilt werden, siehe Tabelle IV.1.

| Problemfelder | Auswirkungen |
|------------------------|---|
| Gesellschaftspolitisch | <ul style="list-style-type: none"> - Verankerung der Religion in allen Lebensbereichen - Vielzahl an religiösen Vorschriften, Regeln und Pflichten - Häufige Feiertage - Ausfälle durch Mängel - Schwerfälligkeit der Behörden - Permanente Führungswechsel - Korruption |
| Dienstlich | <ul style="list-style-type: none"> - Ausgeprägte Hierarchie - Angst vor der Übernahme von Verantwortungen - Extreme Bürokratie - Keine Weisungsbefugnis des Autors, da Studentenstatus |
| Privat | <ul style="list-style-type: none"> - Sprachbarriere - Anpassung an religiöse Sitten - Kaum weitere ausländische Staatsbürger im Iran - Permanente Überwachung und Kontrolle durch O.W.R.C. auch in der Freizeit |

Tabelle IV.1: Problemfelder während des Aufenthaltes im Iran

Die Arbeiten mit O.W.R.C. erwiesen sich als besonders kompliziert, da es sich um eine staatliche Behörde handelt. Schlechte Entlohnung, fehlendes persönliches Interesse und die Angst der Mitarbeiter vor Verantwortungsübernahme erschwerten die Zusammenarbeit. Die genannten Arbeitsschritte, von der Planung über die Besorgung bis hin zur Ausführung, mussten ständig kontrolliert werden. Nur durch permanente Besuche bei Verantwortlichen sowie wiederholte Beschwerdebriefe an den Leitenden Direktor war es möglich, die konzipierten Arbeiten zeitnah zu realisieren. Fehlendes Umweltbewusstsein, fachliche Unkenntnis und Desinteresse sowie die Mehrarbeit durch das Pilotprojekt komplizierten die Lage. Im Folgenden sind einige persönlich erlebte Beispiele genannt, um die Tragweite der Probleme besser verstehen zu können:

- Nach 8 Monaten Aufenthalt im Iran - ohne gültiges Visum - Gerichtsverhandlung mit der Gefahr eines lebenslangen Einreiseverbotes,
- Rückkehr in den Iran zum Beginn des 2. Forschungsjahres auf private Kosten,
- Räumung der Dienstwohnung ohne vorhandene Ausweichwohnung,
- Mehrmaliges monatelanges Abklemmen des Telefons,
- Wochenlanger Einbehalt des Verpflegungsgeldes und
- Verhinderung der Ausreise nach Beendigung der Forschungsarbeit durch Einbehalt des Visums.

Resümierend muss festgestellt werden, dass während des dreijährigen Aufenthaltes Phasen aufgetreten sind, wo die Grenzen der psychischen und physischen Belastung überschritten wurden. Die Folgen waren gesundheitliche Beeinträchtigungen. Der Nachfolger brach aus diesen Gründen seinen Aufenthalt bereits nach zwei Wochen ab.

IV.II Verfahrenstechnische Grundlagen

Beim Umsetzen des Forschungskonzeptes wurde auf das seit 30 Jahren in Deutschland bewährte Kaminzugverfahren zurückgegriffen. Zu den Anbietern zählen die Firmen EuRec Technology GmbH und Wilhelm Faber GmbH. Als Referenzobjekte sind die Deponie Schwäbisch Hall und die Deponie Meisenheim zu nennen. Zu dieser Low-Tech MBA liegen umfangreiche Untersuchungen vor, erarbeitet u. a. von Spillmann/Collins, Hashemi und Maak. Diese bilden die Grundlage für eine Adaption des Verfahrens an die iranischen Bedingungen. Dabei ist sicherzustellen, dass trotz der konträren Parameter, vgl. Tabelle IV.2, analoge Ergebnisse wie in Deutschland erzielt werden.

Tabelle IV.2: Verfahrensrelevante Parameter

| Parameter | Deutschland | I. R. Iran |
|-----------------------------|---------------------|----------------------|
| Abfallmenge zur Beseitigung | 1.500 Mg/d (Berlin) | 7.500 Mg/d (Teheran) |
| Organikanteil der Abfälle | ca. 30 % | ca. 70 % |
| Strukturanteil der Abfälle | Hoch | Gering |
| Klima | Gemäßigt | Arid |
| Technikausstattung | Hoch | Gering |
| Finanzmittelausstattung | Hoch | Gering |

Kapitalschwache Länder müssen auf technisch aufwendige Lösungen verzichten. Das Verfahren, das seit mehr als 20 Jahren großtechnisch - mit minimaler Technik arbeitend - alle Eluat-Grenzwerte europäischer Vorschriften einhält, auch die der deutschen TASI ohne Öffnung für biologische Verfahren, ist die „Sohlbelüftete Tafelmiete mit Naturzug (KZV)“, vgl. Spillmann [Spillmann 1983][Spillmann 1993]. In vollständiger Ausführung - hinreichende Sauerstoffversorgung auf der ganzen Grundfläche, Homogenisierung und Grobzerkleinerung des Frischmülls, Abdeckung der Oberfläche mit kompostähnlichem Feinmaterial - können sowohl die bekannten Krankheitserreger abgetötet als auch deren Überträgern der Lebensraum entzogen werden [Hashemi 2002]. Die Filterleistung der kompostähnlichen Deckschicht reicht aus, um die meisten der in Europa geltenden Grenzwerte einzuhalten. Durch eine Ergänzung mit Aktivkohlematten konnten in einem großtechnischen Demonstrationsversuch auf der Deponie Meisenheim (Landkreis Bad Kreuznach) Messwerte erzielt werden, die bedeutend niedriger waren als die in der 30. BImSchV fixierten Grenzwerte [Maak 2001][Maak 2002].

IV.III Entscheidungskriterien für die Verfahrensauswahl

Die Entscheidungskriterien für die Auswahl eines Verfahrens zur Abfallverwertung in Deutschland sind unstrittig wie folgt angeordnet, siehe Abbildung IV1. Umweltverträglichkeit - eine Beeinträchtigung des Allgemeinwohls ist nicht gegeben. Dies bedeutet die Einhaltung bzw. Unterschreitung aller gesetzlichen Auflagen, Vorschriften und Richtlinien. Entsorgungssicherheit - die Grundsätze der Kreislaufwirtschaft werden erst dann erfüllt, wenn die Anlagenverfügbarkeit > 90 % gewährleistet ist. Wirtschaftlichkeit - eine optimale stoffliche und energetische Nutzung des Abfalls sowie eine Minimierung der spezifischen Behandlungskosten [Kerres 2002].

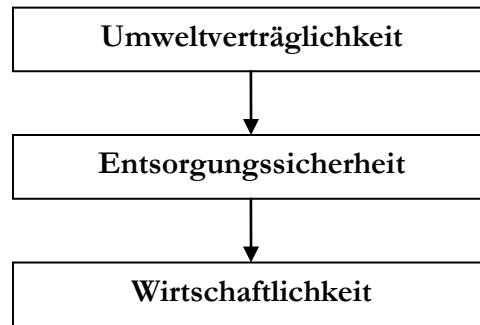


Abbildung IV.1: Entscheidungskriterien zur Verfahrensauswahl [Kerres 2002]

Des Weiteren muss ein zukunftsfähiges Abfallwirtschaftskonzept heute den Bedingungen der Nachhaltigkeit genügen. Deren Kerngedanken lassen sich wie folgt skizzieren: Hinter dem Begriff steht die Vorstellung, dass die gegenwärtige Generation ihren Bedarf befriedigen soll, ohne künftige Generationen in ihrer Bedarfsbefriedigung zu beeinträchtigen, wobei sich ökonomische, ökologische und soziale Entwicklungen im Einklang befinden sollten. Die ökologischen Forderungen - nach Einbezug aller Vermeidungsmöglichkeiten - an ein Abfallwirtschaftskonzept sind [Mergler 2001]:

- Wiederverwertung (stofflich, energetisch),
- Ressourcenschonung (Energie, Wasser, Rohstoffe),
- Flächenschonung (Deponie, Rotteflächen, Anlagentechnik u. ä.) und
- Emissionsvermeidung (Abwasser, Abluft u. ä.).

Diese Kriterien funktionierten als gedankliche Stütze während der Vorbereitung aller Arbeiten. Obwohl sie nicht direkt für die Bedingungen in Entwicklungs- und Schwellenländern zu übernehmen waren, stellten sie eine Leitlinie für die Planungen dar.

IV.IV Mechanismen bei Abbaureaktionen

Die organische Substanz der Abfälle ist für die Mikroorganismen teils leicht, teils schwer zersetzbar. So sind Kohlenhydrate (Zucker, Stärke, Zellulose, Hemizellulosen, Pektin), Eiweiße und Eiweißderivate eher leicht, dagegen Lignin, manche Fette, Harze, Wachse, Gummi u. ä. schwer angreifbar. Der Gesamtabbau der organischen Substanz setzt sich aus einer Fülle neben- und nacheinander ablaufenden sowie ineinander greifender biologisch-chemischer Einzelprozesse zusammen. Im Abbau der organischen Rückstände sind deutlich hervortretende Stufen zu unterscheiden. Es handelt sich dabei um biologische Reaktionsketten. Bestimmte Mikrobenarten leiten den Abbau ein, mit Hilfe ihrer Enzyme bauen sie die Substanz jedoch nur bis zu einer bestimmten Stufe ab. Weitere Zersetzungs Vorgänge werden dann von anderen sich gegenseitig ablösenden Mikroorganismengruppen bei geeigneten Milieubedingungen durchgeführt. So schafft eine Gruppe die Voraussetzung für die Tätigkeit anderer Gruppen. Geschieht dieser Prozess unter Anwesenheit des Luftsauerstoffs, wird von einer aeroben Zersetzung oder Verrottung gesprochen. Erfolgt der Abbauprozess unter Luftabschluss handelt es sich um eine anaerobe Zersetzung oder Faulung. Beide Vorgänge laufen bei der Umwandlung organischer Stoffe unter natürlichen Bedingungen nebeneinander her. Je nach Durchlüftung des Substrates überwiegt der eine oder der andere Prozess. Die als Rotte bezeichnete Zersetzung der im Abfall enthaltenen organischen Stoffe ist das Werk der zum Pflanzenreich zu zählenden Mikroorganismen. Von diesen spielen die Bakterien die Hauptrolle bei den Rottevorgängen. Sie sind einzellige Organismen von einigen Tausendstel Millimetern Größe. Aufgrund ihrer Ansprüche an die Temperatur sind

psychrophile, mesophile und thermophile Arten zu unterscheiden. Unterschieden wird eine heterotrophe Gruppe, die ihren Kohlenstoffbedarf aus organischen Verbindungen deckt. Zu ihnen gehören die eigentlichen Rotteorganismen. Daneben gibt es autotrophe Arten, die das Kohlendioxid der Atmosphäre nutzen können. Für den Abbau der organischen Substanz sind diese bedeutungslos. Zwischen den Bakterien und den Schimmelpilzen stehen die Aktinomyzeten. Sie bilden Hyphen (Zellfäden) und Myzelien (Fadengeflechte). In Erstgenannten kommt es zur Bildung von nicht hitzeresistenten Sporen. Die Aktinomyzeten treten vorwiegend im fortgeschrittenen Stadium der Rotte auf, ihr dichtes verschiedenfarbiges Myzel ist mit bloßem Auge erkennbar. Sie besitzen die Fähigkeit, sowohl gewisse Humusstoffe zu bilden als auch vorhandene Humusstoffe als Kohlenstoffquelle zu nutzen. Der typische Erdgeruch bei einem fertigen Kompost ist auf sie zurückzuführen. Die Zellen sind unbeweglich, in ihrer Ernährung heterotroph und stellen geringere Ansprüche an den Feuchtigkeitsgehalt des Milieus als Bakterien. Sie können Zellulose, Fette, Paraffine, Phenole und bis zu einem gewissen Grad Lignin abbauen. Schimmelpilze spielen nur in einzelnen Phasen der Rotte eine Rolle. Für das Auftreten der Pilze ist ein ausreichender Sauerstoffgehalt in den einzelnen Zonen von entscheidender Bedeutung [Glathe 1988].

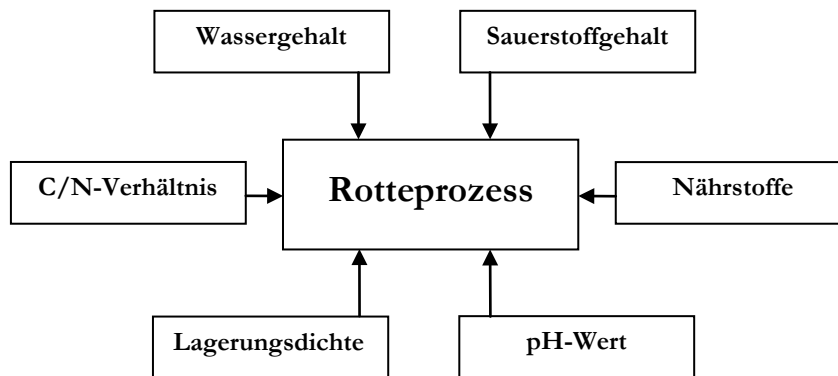


Abbildung IV.2: Einflussfaktoren beim aeroben Abbau

Für die Aktivität der aeroben Rotteorganismen, die in erster Linie den Abbau organischer Stoffe bewirken, ist eine ununterbrochene Versorgung mit Luftsauerstoff entscheidend. Die Luft kann entweder durch lockere Lagerung oder durch künstliche Belüftung bereitgestellt werden. Eine optimale Belüftung wird durch Kohlendioxid gefährdet, das sich beim Abbau der organischen Stoffe bildet. Da es schwerer als Luft ist, kann es je nach Art der Belüftung abfließen oder durch einen aufsteigenden Luftstrom entfernt werden. Aus der Praxis ist bekannt, dass in stationären Mieten, die höher als 1,5 m aufgeschichtet werden, das rottende Material infolge des hohen Eigendruckes zu stark verdichtet wird. Dabei erfolgt eine Hemmung der Luftzufuhr als auch der Ableitung von Kohlendioxid. Die Abgabe von Kohlendioxid bei der aeroben Rotte hängt vorwiegend von der Sauerstoffaufnahme ab. Außer der absoluten Höhe des Sauerstoffangebots bzw. der Durchströmungsgeschwindigkeit üben auch Wassergehalt und Korngröße des Materials einen Einfluss aus. Bei hoher Geschwindigkeit der strömenden Luft und höheren Wassergehalten des rottenden Materials wird die Sauerstoffaufnahme verringert. Im thermophilen Bereich sind der Sauerstoffverbrauch und damit der Abbau der organischen Substanz wesentlich höher als im mesophilen. Beim biologischen Abbau der organischen Stoffe spielt die Menge des zur Verfügung stehenden Wassers eine entscheidende Rolle. Die Rotteorganismen können ihre Nahrung nur in gelöster Form aufnehmen. Sie scheiden Enzyme aus, die den abzubauenen Stoff spalten. Alle Substanzen müssen demnach mit einem Wasserfilm überzogen sein. Die in der Literatur angegebenen optimalen Wassergehalte schwanken zwischen 40 und 72 %. Die Unterschiede sind durch die klimatischen Außenbedingungen und die Abfallstruktur zu erklären. So geben Aboubakr und Kowald den für eine optimale Rotte erforderlichen Wassergehalt für Deutschland

mit 29 %, für Ägypten mit 39 % und für Nigeria mit 61,4 % an. In Klimabereichen mit höheren Temperaturen ist die Wasserverdunstung erheblich höher, besonders bei lockerer Lagerung. Selbst im gemäßigten Klima stellte Banse folgende Unterschiede fest [Glathe 1988], siehe Tabelle IV.3.

Tabelle IV.3: Optimale Wassergehalte bei der Rotte [Glathe 1988]

| Jahreszeit | Extrema | Spanne |
|--------------|---------|------------------------|
| Sommermonate | Minimum | 30 - 35 % Wassergehalt |
| | Maximum | 50 - 55 % Wassergehalt |
| Wintermonate | Minimum | 25 - 30 % Wassergehalt |
| | Maximum | 40 - 45 % Wassergehalt |

Bei der Rotte muss der Wassergehalt in den aufgezeigten Bereichen gehalten werden. Auftretende Verluste können u. a. durch Verdunstung, abhängig von der Wetterlage und dem geographischen Ort oder von der im rottenden Material erreichten Temperatur verursacht werden. Für die Rotteorganismen ist ein pH-Wert im Neutralbereich optimal. Der angelieferte Abfall hat im Allgemeinen einen neutralen pH-Wert oder schwach sauer, wenn in den Sammelbehältern bereits eine Vorrotte eingetreten ist. Falls die Abfälle nicht ausreichend gepuffert sind, kann der pH-Wert durch den Zusatz von Kalk nach der alkalischen Seite verschoben werden. Während der Rotte wird er durch die Mikroorganismen beeinflusst. Um ihre Aktivität langfristig sicherzustellen muss das Substrat bestimmte Nährstoffe enthalten. Dazu gehören Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphorsäure, Kalium, Magnesium, Schwefel und eine Reihe von Mikronährstoffen. Kohlenstoff und Stickstoff sind in den Küchenabfällen in ausreichenden Mengen vorhanden [Glathe 1988]. Das Verhältnis von Kohlenstoff und Stickstoff (C/N - Verhältnis) stellt dabei einen wichtigen Parameter für die Nährstoffversorgung der am Abbauprozess beteiligten Mikroorganismen dar, siehe Tabelle IV.4. In der Literatur werden günstige Verhältnisse im Bereich von 20 : 1 bis 35 : 1 angegeben. Neben dem Einfluss des C/N - Verhältnisses auf den Abbau besteht auch ein enger Zusammenhang zur Lachgasbildung, welches als klimawirksames Gas mitverantwortlich am Treibhauseffekt ist [Scheelhase et. al. 2003].

Tabelle IV.4: Relevante stoffliche Eigenschaften des Rottematerials [Scheelhase et. al. 2003]

| Maßnahme / Einflussfaktor | Wirksamkeit / Relevanz |
|---|--|
| Atmungsaktivität AT4 | Aktivitäts- und Emissionspotential |
| Struktur bzw. Korngrößenverteilung, Porosität | Belüftbarkeit des Rottegutes, Rottesteuerung |
| Feuchtegehalt | Mikrobielle Abbaubarkeit, Staubemissionen |
| C/N - Gehalt | Mikrobielle Abbaubarkeit, Lachgasbildung |

Schwermetalle sind als natürliche Bestandteile der Lithosphäre in allen Böden, regional sehr unterschiedlich und letztlich in darauf wachsenden Pflanzen enthalten. Die Schwermetalle haben in höheren Konzentrationen eine toxische Wirkung. Kick hält Cu, Mn, Zn, Co, Cr, Va, Mo und Ni für bedenklich, vor allem aber Pb, Cd, Pt und Hg. Sie kommen in der Natur in sehr geringen Mengen vor und werden daher als Spurenelemente bezeichnet. Überraschenderweise haben Zn, Cu, Mn, Fe sowie Cr in sehr geringer Konzentration keine Giftwirkung, sind für die Pflanzen unentbehrlich und werden als essentielle Mikronährstoffe bezeichnet. Überschreitet die Konzentration einen elementspezifischen Wert, tritt die Giftwirkung schlagartig ein [Glathe 1988][Seling et. al. 2003].

IV.V Zeitplan der Untersuchungen

Die Untersuchungen zur Anpassung der biologischen Abfallstabilisierung mittels des Kaminzugverfahrens an die Bedingungen in ariden Gebieten, am Beispiel des Abfalls der Stadt Teheran, können zeitlich und inhaltlich in fünf Teilkomplexe gegliedert werden, dargestellt in Tabelle IV.5.

Tabelle IV.5: Zeitplan der Forschungsarbeit

| Jahr | Arbeiten |
|---------|--|
| 1999 | Vorbereitende Untersuchungen auf der Deponie in Schwäbisch Hall |
| 2000 | Praktische Arbeiten auf der Deponie in Teheran - Bau der Miete 1, 2; Tests |
| 2001 | Praktische Arbeiten auf der Deponie in Teheran - Bau der Mieten 3-6; Tests |
| 2002 | Untersuchungen an den Mieten, Planung der neuen Behandlungsanlage |
| ab 2003 | Auswertung der Ergebnisse, Niederschrift der Promotion (neben dem Beruf) |

Die erste Arbeitsphase begann im September 1999 und endete im März 2000. Die Untersuchungen erfolgten auf der Deponie Hasenbühl im Rahmen einer Diplomarbeit [Breuer 2000], welche durch den Promoventen betreut wurde. Diese Zeit diente zum einen der Einarbeitung und zum anderen der Entwicklung von Verbesserungen am System, speziell für den Einsatz im Iran. Der zweite Abschnitt, April bis Dezember 2000, umfasste praktische Arbeiten in Teheran. Diese wurden auf der Zentraldeponie in Kahrizak durchgeführt. Die Fortsetzung der konzipierten Aufgaben erfolgte von März bis November 2001 ebenfalls in Teheran. Sie beinhalteten neue Versuchsanordnungen unter steter Einbeziehung der Vorjahresergebnisse. Im Zeitraum Januar bis September 2002 konnten aufgrund interner Probleme auf iranischer Seite keine weiteren Mieten gebaut werden. Dieser Zeitraum diente folglich der Kontrolle des Mietenzustandes, der Aufnahme von Rottedaten sowie der Planung einer Behandlungsanlage für das neuentwickelte Verfahren mit einer täglichen Kapazität von 2000 Mg/d. Der letzte Komplex, Zeitraum ab Oktober 2002, umfasste Nachfolge- und Laboruntersuchungen sowie die schriftliche Auswertung der Daten und Messwerte. Die Arbeiten hierzu erfolgten überwiegend in Rostock.

IV.VI Modifikationen von Messtechnik und -verfahren

Zur Beurteilung des Zustandes einer Rottemiete werden die Stoffwechsel- und Abbauprodukte aerober und anaerober mikrobieller Aktivitäten bestimmt, wofür Messungen der Temperatur sowie des Sauerstoff-, Kohlendioxid- und Methangehaltes notwendig sind. Die Temperatur repräsentiert den energetischen Gesamtzustand einer Aufschüttung und somit den zum Zeitpunkt der Messung vorherrschenden Reaktionstyp. Aerobe mikrobielle Aktivitäten sind durch eine positive Reaktionsenthalpie gekennzeichnet während anaerobe Prozesse deutlich geringer positiv sind bzw. in bestimmten Bereichen negative Werte annehmen. Qualitative Aussagen können, bei Kenntnis der durchschnittlichen spezifischen Wärme und Masse des Materials, mittels Energiebilanzbetrachtungen vorgenommen werden [Hartmann 2002]. Ziel muss es sein, im gesamten Rotteprozess und insbesondere in der Intensivrottephase, über ein zuverlässiges Steuerinstrumentarium zu verfügen. Hierfür ist Voraussetzung, dass alle Prozessparameter kontinuierlich erfasst, protokolliert und analysiert werden, um bei Abweichungen sofort eingreifen zu können. Die Messtechnik und das Zubehör für die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Arbeiten mussten für die extremen klimatischen sowie verfahrenstechnischen Anforderungen sorgfältig ausgewählt und zum Teil durch eigene Entwicklungen ergänzt werden. Zur Ermittlung des jeweiligen Zustandes der Miete dienten Kamine sowie Messlanzen, welche nach einem bestimmten Raster die Versuchsmieten bedeckten. Insgesamt wurden in die sechs Mieten 205 Messlanzen und 94 Kamine eingebracht, siehe Tabelle IV.6.

Tabelle IV.6: Kamin- und Messlanzenanzahl aller Mieten

| Miete | Kaminanzahl | Messlanzenanzahl |
|--------------|-------------|------------------|
| 1 | 14 | 26 |
| 2 | 5 | 33 |
| 3 | 24 | 34 |
| 4 | 15 | 32 |
| 5 | 18 | 42 |
| 6 | 18 | 38 |
| Summe | 94 | 205 |

In den ersten vier Wochen nach Aufsetzen des jeweiligen Mietenabschnittes erfolgten alle Messungen im täglichen Rhythmus. In der Nachfolgezeit verlängerten sich die Messabstände kontinuierlich bis hin zu 4 Wochen in der Nachrottephase. In Tabelle IV.7 sind die zum Einsatz gekommenen Messgeräte aufgelistet, auf die in den nachfolgenden Abschnitten ausführlich eingegangen wird.

Tabelle IV.7: Übersicht der verwendeten Messverfahren

| Messparameter | Gerät | Messbereich | Toleranz |
|------------------|------------------------------|----------------------|---|
| Methan | GA 94 | 0 - 100 Vol.-% | $\pm(0,5 - 3,0 \%)$ |
| Kohlendioxid | GA 94 | 0 - 50 Vol.-% | $\pm(0,5 - 3,0 \%)$ |
| Sauerstoff | GA 94 | 0 - 30 Vol.-% | $\pm(1,0 - 3,0 \%)$ |
| Temperatur | Fluke 52 II | -40 - +250°C | $\pm(0,05 \% + 0,3 \text{ }^{\circ}\text{C})$ |
| Luftfeuchtigkeit | Mela DH 50 B | 0 - 100 % | k. A. |
| Druck | Testo T 400 incl. Drucksonde | $\pm 100 \text{ Pa}$ | $\pm(0,3 \text{ Pa} + 0,5 \% \text{ v. Mw.})$ |

Gasmessung

Die Bestimmung der Gaskonzentrationen erfolgte mit Hilfe des Deponiegasmonitors der Firma ANSYCO GmbH - Modell GA 94. Dieses Gerät wurde speziell zur Messung von Deponiegas entwickelt. In ihm sind drei Analysatoren zur Bestimmung der relevanten Gaskomponenten integriert. Mit Hilfe einer Pumpe wird das Probegas über Filter in die Messküvette transportiert. Die Messung von Methan und Kohlendioxid basiert auf der Infrarotabsorption. Zur Ermittlung der Konzentration des Sauerstoffs dient eine langlebige elektrochemische Zelle. Zeitgleich mit jeder Messung wurde der atmosphärische Luftdruck erfasst. Ergänzend sei bemerkt, dass das Gerät für Messungen in explosionsgefährdeten Bereichen gemäß CENELEC EEx ibe IIB T3 zugelassen ist. Dem Messgerät vorgeschaltet wurde ein neuentwickelter, zusätzlicher Gasfilter nach Hartmann, speziell für die Messung von Gasen mit einem hohen Anteil an Wasserdampf sowie für andere unerwünschte reaktive Gase ausgelegt. Diese können je nach Verfahren verfälschende Querempfindlichkeiten bei den Messungen hervorrufen. Des Weiteren besteht die Gefahr einer Kondensation von Wasser zusammen mit Begleitstoffen, vor allem in der Infrarotmesszelle. Die vor das handelsübliche Gerät geschaltete Filterpatrone wurde bei den Messungen speziell mit einem, für diesen Anwendungsbereich gut geeigneten, Kieselgel mit Feuchtigkeitsindikator befüllt. Damit kann effektiv Wasserdampf aus dem Messgas entfernt werden. Das Gerät, geeicht für einen Temperaturbereich von 0 - 40 °C, führt bei einer Gastemperatur von 60 °C zu einem relativen Fehler von 6 %, der durch die Abkühlung des Gases im Schlauch (Länge: 2 m) und die Trocknung weiter reduziert wird. Somit gelten die Messdaten als gesichert.

Temperaturmessung

Zur Temperaturmessung in den Messlanzen stand das Messgerät der Firma FLUKE Modell 52 II zur Verfügung. Es handelt sich um ein digitales Mikroprozessor - Thermometer, das in Verbindung mit externen Thermoelementen des Typ J, Messbereich von -40 °C bis +250 °C bei einer

Messgenauigkeit von $\pm(0,05 \% + 0,3 \text{ }^{\circ}\text{C})$, eingesetzt wurde. Die Messfühler werden direkt in das zu untersuchende Medium gesteckt. Das aus der Praxis bekannte Problem, der schnelle Verschleiß der Temperaturmessfühler und deren Zuleitungen durch Kabelbruch, Reibung, Hitze sowie durch aggressive Gase und Flüssigkeiten, konnte mit Hilfe eines von Herrn Hartmann, Universität Rostock, entwickelten, speziell angepassten Messfühlers umgangen werden. Im Wesentlichen besteht diese Fühleronderanfertigung aus einer Edelstahlhülse mit Edelstahlnick-schutzspirale, wobei das Sensorelement in Magnesiumoxid eingebettet ist.

Luftfeuchtheitsmessung

Die relative Luftfeuchte gibt bei konstanter Temperatur das Verhältnis zwischen dem momentanen Dampfdruck und dem Sättigungsdruck an. Die Messung erfolgte ausschließlich in den Kaminen mit dem DH 50 B von der Firma MELA Sensortechnik GmbH. Der kombinierte Messfühler erfasste die relative Luftfeuchtigkeit sowie die Temperatur. Der Sensor lag zum Schutz gegen Beschädigung unter einer Edelstahlsinterkappe aus V4A-Stahl. Nach 2 Jahren Einsatz fiel der Fühler wegen starker Korrosion im Anschlussbereich des PT 100 - Temperatursensors aus. Dieses Problem konnte von Herrn Hartmann durch Umhüllung der Anschlüsse mit Glaslot behoben werden.

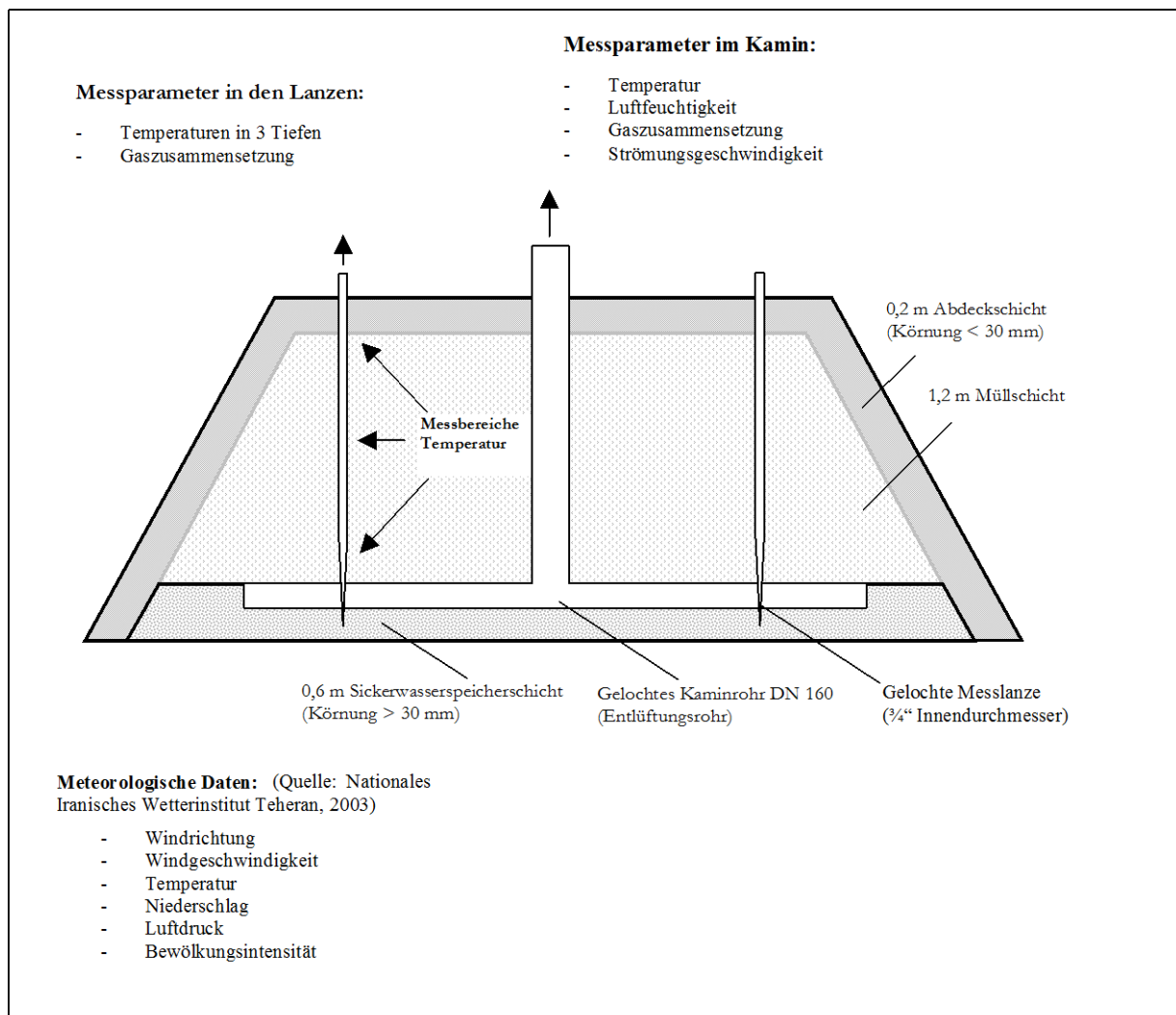


Abbildung IV.3: Messpunkte in der Miete und meteorologische Daten

V. Gegenüberstellung von permanenter aktiver Belüftung und Intervallbelüftung

V.I Variante 4.1.: Permanente aktive Ventilatorbelüftung

V.I.I Kamine

Miete 4 enthält die Variante 4.1 mit permanenter aktiver Belüftung und Variante 4.2, die mit Kaminverlängerungen versehen ist und passiv belüftet wird. Für die Auswertung wird nur die Variante 4.1 als erster aktiv belüfteter Mietenteil zur anschließenden Optimierung herangezogen. Variante 4.2 wird nicht berücksichtigt, da die Zielstellung, die Verkürzung der Rottedauer, durch das genutzte Belüftungsregime nicht erreicht werden konnte.

Temperaturen

Die in den Kaminen der Variante 4.1 nach einer verzögerten Startphase, gemessenen Temperaturen lagen im erwarteten Bereich zwischen 60°C und 70°C. Als Ursache der Verzögerung sind zwei Faktoren zu nennen: Erstens, zu starke Verdichtungen des Abfallmaterials beim Mietenaufbau und zweitens, die gewählte - permanente - Belüftungsart. Die zur Hygienisierung notwendige Temperatur von 55°C wurde erst nach 27 Tagen überschritten. Dieser Umstand hatte eine Verlängerung des Rotteprozesses um ca. 2 Wochen zur Folge, die der Zielstellung widersprach, so dass Modifizierungen am System vorgenommen werden mussten. Die Verweildauer über der 55°C Grenze war bis zum 79. Tage gewährleistet. Als Maximaltemperatur wurde am 31. und 33. Tag ein Wert von 67°C gemessen, siehe Diagramm Abb. V.1.

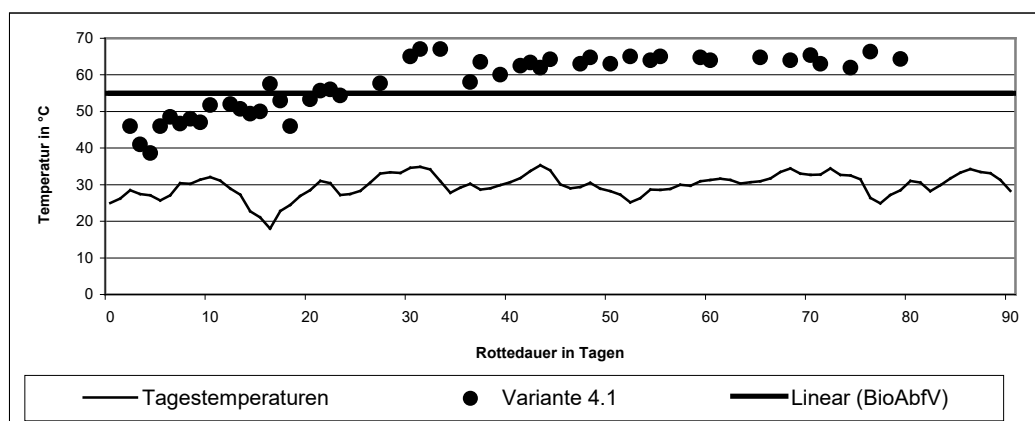


Abbildung V.1: Diagramm der Temperaturen in den Kaminen - Variante 4.1

Gase

Die gemessenen Gaskomponenten von Variante 4.1 sind in den Diagrammen der Abb. V.3 bis V.5 dargestellt. Die für die Methankonzentration empirisch festgelegte Schranke von 3 Volumenprozent wurde ab dem 33. Tag drastisch überschritten, lag bis zum 51. Tag weit über 10 Volumenprozent und wurde bis zum 79. Tag nicht mehr unterschritten. Der Maximalwert von 38 Volumenprozent liegt fast viermal so hoch wie der bei Variante 6.1. Die Temperaturwerte, siehe Diagramm Abb. V.1, belegen, dass dieser Peak der Methanwerte mit den ersten vier Wochen der Intensivrottephase, wo üblicherweise in der MBA-Abluft die höchsten TOC - Werte gemessen werden, übereinstimmt. Ursache für die hohen Methanwerte war die mit der permanenten Belüf-

tung verbundene Kanalbildung (channeling), wodurch einige Bereiche sehr gut belüftet und andere nur ungenügend versorgt wurden. Die mittels dieser Belüftungsvariante erzielten Ergebnisse lagen weit außerhalb des Erwartungsbereiches, so dass ein Wechsel zur Intervallbelüftung vorgenommen wurde. Die verzögerte Startphase und die somit verspätet einsetzende Intensivrottephase werden auch durch die Veranschaulichung der Kohlendioxidwerte quantitativ nachgewiesen. Hier ist zu erkennen, dass erst nach 27 Tagen die Kohlendioxidkonzentration erstmalig unter die 21 Volumenprozentgrenze sinkt. Die Abweichungen der Messwerte in der Summenkurvendarstellung über 21 % resultieren daraus, dass die anaeroben Abbauprozesse parallel zu den aeroben Kohlendioxid freisetzen. Damit wird die Korrelation zwischen den Kohlendioxid- und Methanmesswerten belegt. Die Veranschaulichung der Sauerstoffwerte zeigt in den ersten 27 Tagen eine Konzentration im Bereich um 5 Volumenprozent. Mit Zunahme der Rottedauer vergrößert sich die Schwankungsbreite, der Mittelwert liegt bei ca. 10 Volumenprozent. Dieser unregelmäßige Verlauf lässt sich durch die genutzte Belüftungsart erklären. Sie führte zu ungenügender bzw. kanalisierter Sauerstoffversorgung, wodurch keinerlei Homogenität des Milieus in der Miete erreicht werden konnte. Die Belüftung der Variante 4.1 mittels permanenten Zustromes ist nicht zu empfehlen, da hier folgende Probleme auftraten:

- Zeitlicher Verzug der Intensivrottephase
- Ungenügende Sauerstoffversorgung von Mietenteilen
- Ausprägung bevorzugter Belüftungskanäle (channeling)
- Nachrottephase wird nicht in 90 Tagen erreicht

Die unzureichenden Ergebnisse erforderten den Wechsel der Belüftungsart, so dass bei den nachfolgenden Varianten die Intervallbelüftung mittels Kompressor oder Ventilator zum Einsatz kam.

Luftfeuchtigkeit

Parallel zum verzögerten Anstieg der Temperatur in den Kaminen der Variante 4.1 steigt die relative Luftfeuchte erst am 17. Tag sicher über 80 %. Die Intensivrottephase ist immer durch einen erhöhten Wasserdampfaustrag aus der Miete charakterisiert. Ab dem 30. Tag wurden Werte im Bereich von 87 % - 90 % gemessen, siehe Diagramm Abbildung V.2. Diese blieben bis zum Ende der Messungen am 79. Tag konstant. Eine Korrelation des Wasserdampfaustrages mit der relativen Luftfeuchte der Umgebungsluft, die starke Schwankungen aufwies, war nicht nachweisbar.

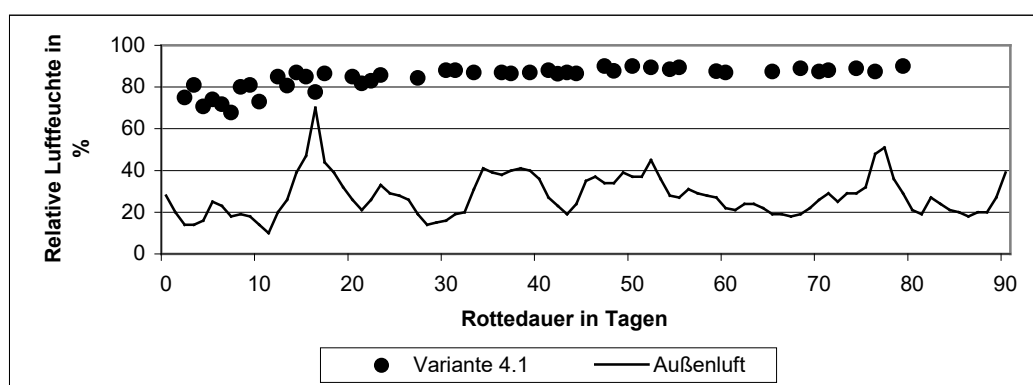


Abbildung V.2: Diagramm der relativen Luftfeuchten in den Kaminen - Variante 4.1

V.I.II Messlanzen

Die durch die rasterförmige flächige Verteilung ermittelten Messdaten beschreiben eindeutig den Gesamtzustand des jeweiligen Mietenteils. Beide Probleme, die verzögerte Startphase sowie die Auswirkungen anaerober Prozesse in einigen Mietenteilen, wurden analog zur Kaminauswertung festgestellt. Die Startphase verzögerte sich durch das gewählte Belüftungsregime um ca. 10 Tage

gegenüber der Optimalvariante 6.1. An allen Sonden war über den kompletten Untersuchungszeitraum ein austretender Wärmestrom nachweisbar. Damit wird die These der Ausbildung spezieller Kanäle (channeling), durch welche die Luft wirkungslos entweicht, unterstützt.

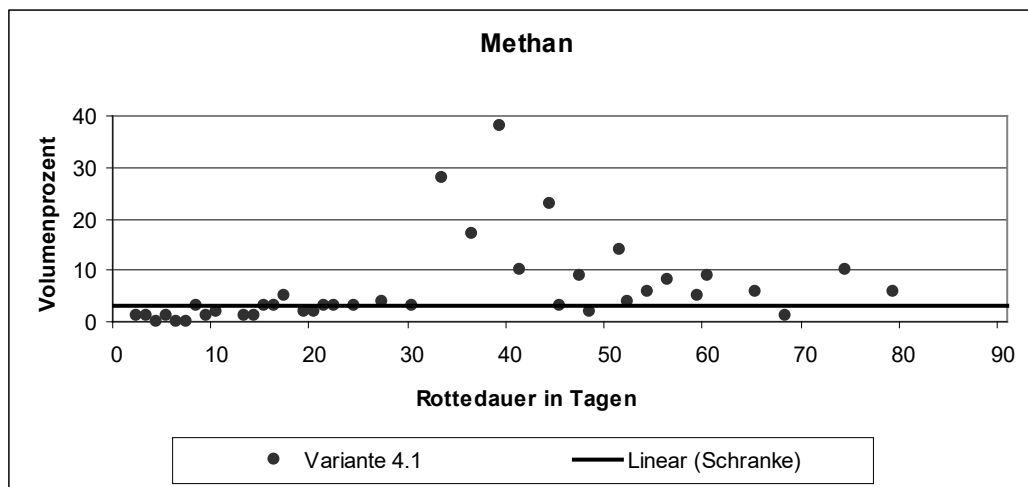


Abbildung V.3: Diagramme der Gaszusammensetzung in den Kaminen - Variante 4.1 (Methan)

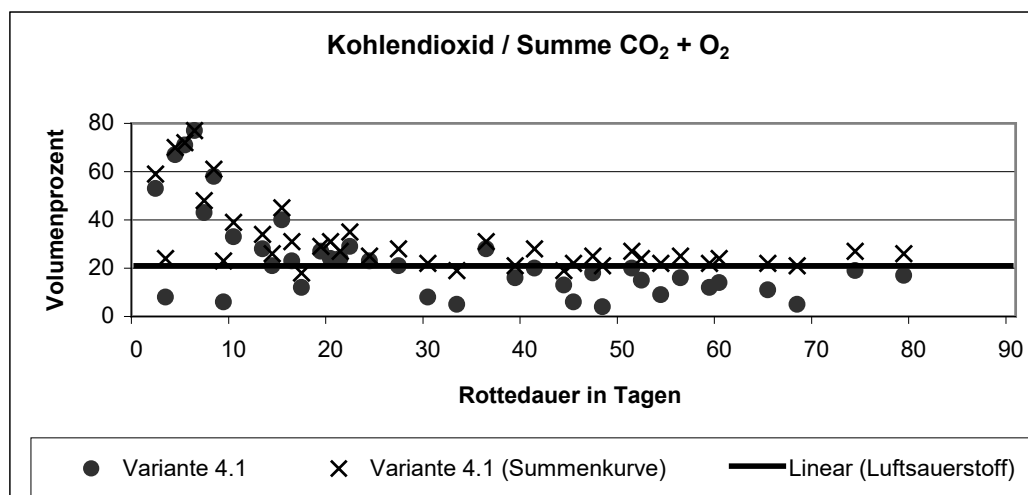


Abbildung V.4: Diagramme der Gaszusammensetzung in den Kaminen - Variante 4.1 (Kohlendioxid)

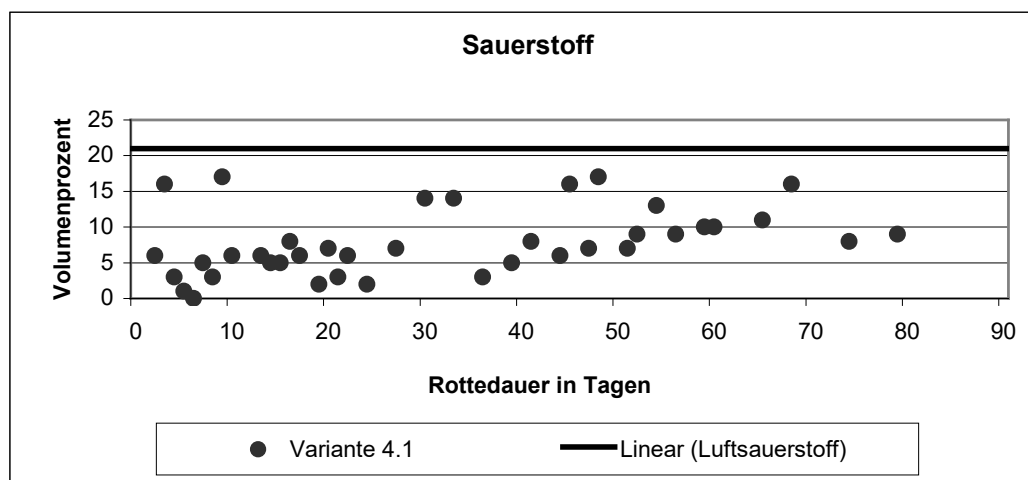


Abbildung V.5: Diagramme der Gaszusammensetzung in den Kaminen - Variante 4.1 (Sauerstoff)

Temperaturen

Die in drei verschiedenen Höhen gemessenen Temperaturen, siehe Kapitel 7, Abb. 7.6, bzw. Anhang Kap. IV, Abb. IV.3, sind in den Diagrammen Abb. V.6 bis V.8 erfasst. Im Gegensatz zu den Varianten 6.1 und 6.2, siehe Diagramme Abb. V.20 bis V.22, sind die drei Phasen, Initial-, Intensiv- und Nachrotte-, nicht explizit sichtbar. Das heißt, der Verlauf eines optimalen Rotteprozesses ist bei Variante 4.1 nicht erkennbar, da hier die Nachrottephase, verbunden mit einem langsamen Temperaturrückgang, nicht zu erkennen ist. Die Abdeckschicht erwärmt sich anfangs schnell und in Sprüngen. Schon am 3. Tag ist die 55°C Grenze der Hygienisierung überschritten. Erst nach 35 Tagen stellt sich ein gleichmäßiger Verlauf zwischen 63°C und 67°C ein. Der Maximalwert ist am 28. Tag mit 69°C zu verzeichnen. Ein Abfall der Temperatur ist bis zum Ende der Messungen am 69. Tage nicht erkennbar. Das bedeutet, dass sich durch das Belüftungsregime viele anaerobe Stellen ausbildeten, welche erst nach der Stabilisierung der aeroben Bereiche ausgetrocknet wurden, anschließend abgebaut werden konnten und damit Wärme freisetzen. Die Folge war eine weitere Verzögerung der Intensivrottephase bei Variante 4.1. Aus den Diagrammen ist ersichtlich, dass zwischen den drei Schichten ein Temperaturverzug von ca. 10 Tagen besteht. Dieser resultiert aus dem langsamen Ablauf des Zellwassers in die Speicherschicht und der damit verbundenen Austrocknung der Miete. Im Gegensatz zu den Varianten 6.1 und 6.2 ist dieser Prozess bei Variante 4.1, ausgenommen die Abdeckschicht, gestört. Im oberen Bereich wird die 60°C Grenze erst nach 26 Tagen überschritten, während dies bei Variante 6.1 / 6.2 schon nach 18 Tagen der Fall war. Somit ist eine Verzögerung der Startphase von etwa einer Woche ableitbar. Im restlichen Zeitabschnitt schwankten die Temperaturen zwischen 61°C - 66°C, die höchsten Werte wurden am 28. und 40. Tag mit 67°C ermittelt. Ein rotteprozesstypischer Verlauf ist nicht erkennbar, dieser beinhaltet einen Temperaturabfall, als Hinweis auf die beginnende Nachrottephase. Die Temperaturen im unteren Bereich waren bei dieser Variante nicht zufriedenstellend. Der Hygienegrenzwert nach BioAbfV wurde erstmals am 28. Tag überschritten, schwankte dann um diese Grenze, um ab dem 44. Tag endgültig darüber zu steigen. Die Temperaturen lagen im Bereich von 56°C - 60°C, das Maximum bei 62°C. Eine sichere Hygienisierung (2 Wochen > 55°C) des Materials wurde erreicht, aber der Zeitpunkt dieser ist mit der umzusetzenden Verfahrenskonzeption nicht verträglich.

Gase

Die erhaltenen Gasdaten von Variante 4.1, siehe Diagramme Abb. V.9 bis V.11, untermauern die Wechselwirkung zwischen Belüftungsregime und Qualität des Rotteverlaufes. Auf den ersten Blick erscheint dem Betrachter der Eindruck einer gleichmäßigen Mietendurchlüftung, insbesondere durch den Kohlendioxid- und Sauerstoffverlauf. Nur die vereinzelt auftretenden Methanpeaks zeugen von anaeroben Prozessen in der Miete. Die Messwerte lassen den Schluss zu, dass die Belüftungsart nur bedingt die erforderliche aerobe mikrobielle Tätigkeit initiierte. Die Methankurve umfasst den Bereich von 0 - 10 %, der Maximalwert wurde am 38. Tag gemessen. Gut sichtbar sind die zeitlich ungeordneten Schübe von Methan, welche die inhomogenen kanalisiertes Milieuverhältnisse charakterisieren. Die Schübe am 17., 38. und 52. Tag zeigen eine direkte Korrelation mit der Kohlendioxid- (Maxima an diesen Tagen) und der Sauerstoffkurve (Minima an diesen Tagen). Der Verlauf der Kohlendioxidkurve zeigt, entgegen der Optimalvariante 6.1, einen untypischen Verlauf. Die Anfangswerte liegen nur bei 50 %, nach 8 Tagen fällt die Konzentration unter die 21 % Marke und verbleibt, mit einer Ausnahme am 17. Tag, darunter. Die Summenkurve fällt am 20. Tag unter die Marke und übersteigt diese nur noch an zwei Tagen (38., 52. Tag). Aus den Kurven sind nur begrenzt zeitbezogene Aussagen zum Ist-Stand der Miete möglich, da keine eindeutige Zuordnung der Anteile des Kohlendioxids bezüglich anaeroben oder aeroben Abbaus möglich waren. Die Sauerstoffkurve weist einen Anstieg zum Ende der Messreihe auf und nähert sich der Normalkonzentration des Luftsauerstoffes an. Die mit dem Methanverlauf korrelierenden Minima am 17., 38. und 52. Tag sind deutlich erkennbar.

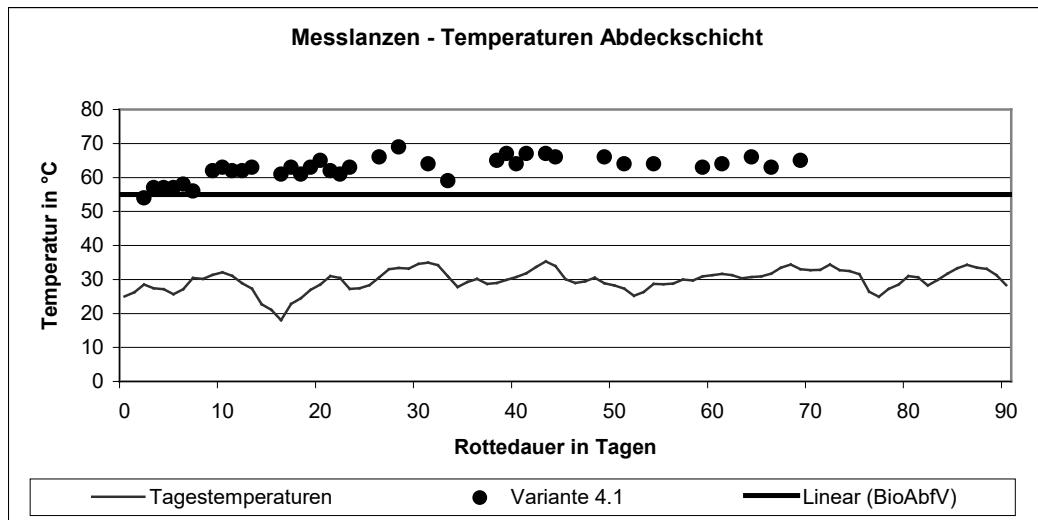


Abbildung V.6: Diagramme der Temperaturen in den Messlanzen - Varianten 4.1 (Abdeckschicht)

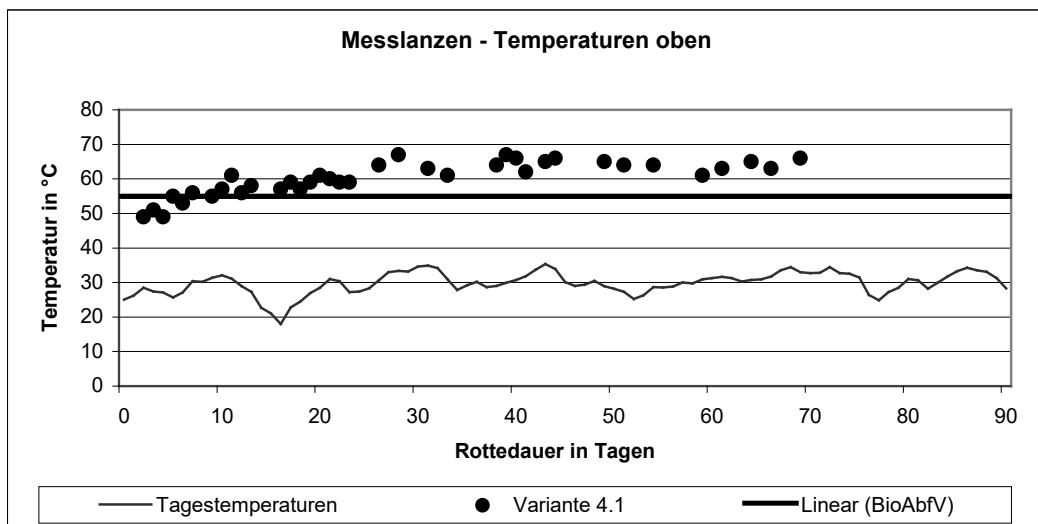


Abbildung V.7: Diagramme der Temperaturen in den Messlanzen - Varianten 4.1 (oben)

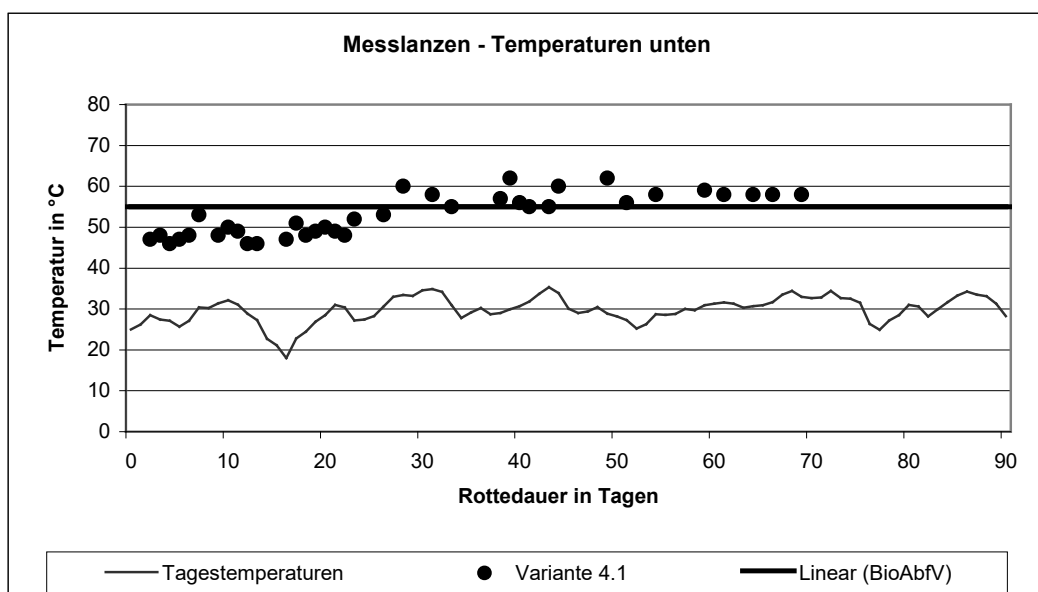


Abbildung V.8: Diagramme der Temperaturen in den Messlanzen - Varianten 4.1 (unten)

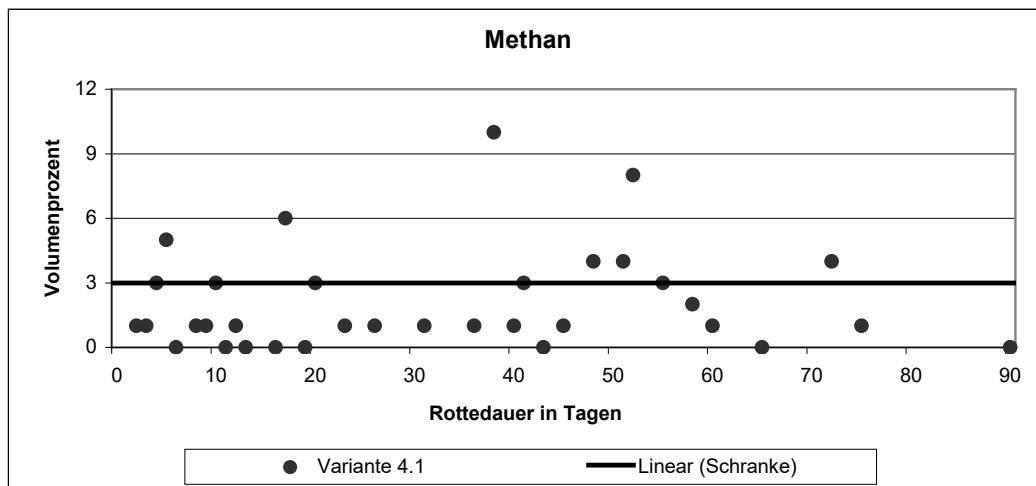


Abbildung V.9: Diagramme der Gaszusammensetzung in den Messlanzen - Varianten 4.1 (Methan)

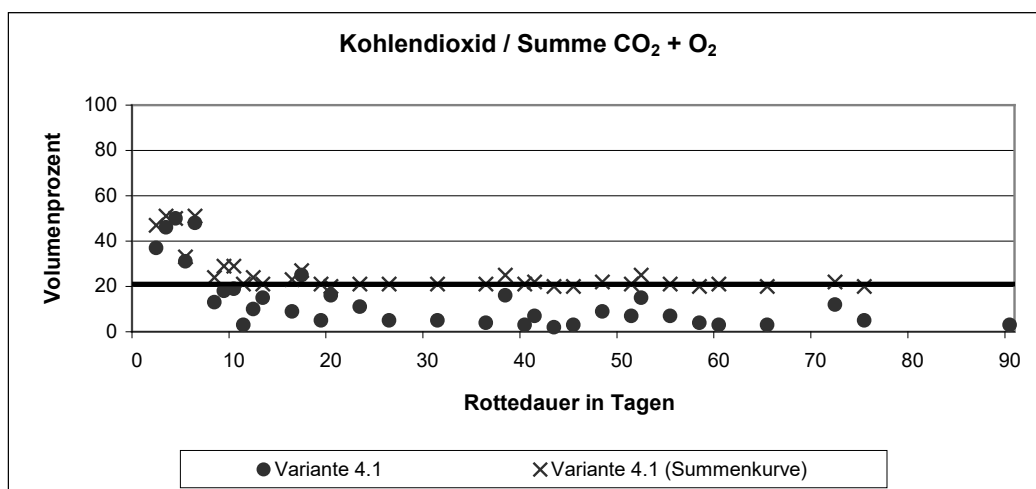


Abbildung V.10: Diagramme der Gaszusammensetzung in den Messlanzen - Varianten 4.1 (Kohlendioxid)

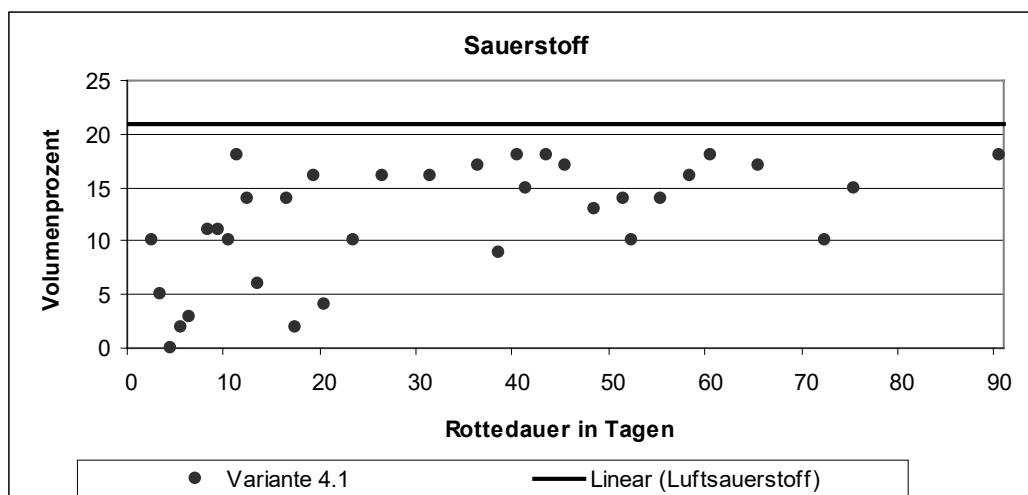


Abbildung V.11: Diagramme der Gaszusammensetzung in den Messlanzen - Varianten 4.1 (Sauerstoff)

V. II Varianten 6.1 und 6.2 - Intervallbelüftung mit Ventilatoren

V.II.1 Kamine

Miete 6 enthält die Varianten 6.1, 6.2 und 6.3. Für die Auswertung des Rotteprozesses werden nachfolgend nur die Mittelwerte von 6.1 und 6.2 betrachtet. Variante 6.3 wird aufgrund von flächen- und materialbedingten Problemen (das Gefälle der Arbeitsfläche führte zum Einstau und zu schwere Rohrverlängerungen verformten die Kamine) in den Diagrammen nicht erfasst. Bei Variante 6.1 wurde in der Auswertung der Kamin 1 vernachlässigt, da hier Mietenrandeffekte die Ergebnisse verfälschten. Die in den Kaminen gemessenen Werte können aufgrund des großflächigen Einzugsbereiches der Entlüftungsrohre in der Miete und des witterungsbedingten Einflusses von außen nur als Näherung betrachtet werden.

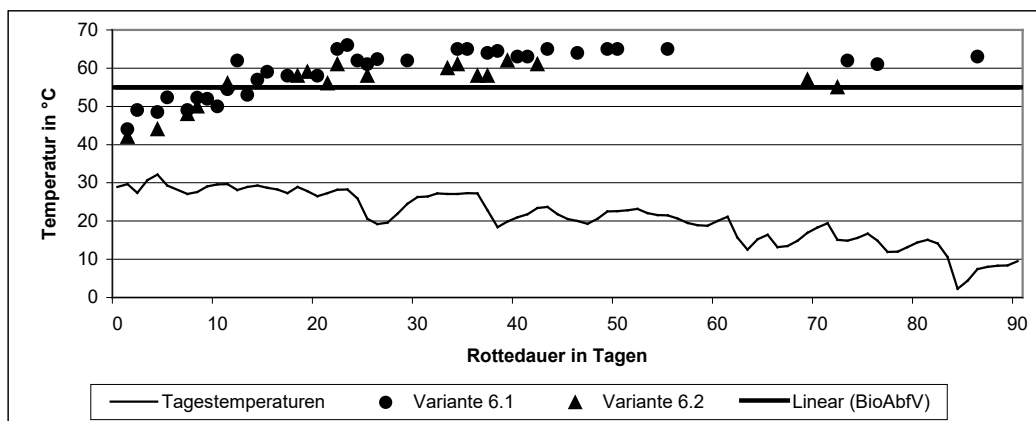


Abbildung V.12: Diagramm der Temperaturen in den Kaminen - Varianten 6.1 und 6.2

Temperaturen

Die in den Varianten 6.1 und 6.2 gemessenen Temperaturen waren unerwartet hoch. Ein Vergleich mit den Messwerten von Schwäbisch Hall, vgl. Breuer [2000], ergab eine Temperaturdifferenz von + 5°C. Die zur Hygienisierung notwendige Voraussetzung, 55°C über zwei Wochen in allen Bereichen der Miete, wurde bei Variante 6.1 nach 14 Tagen und bei 6.2 bereits nach elf Tagen überschritten. Die Verweildauer in dieser optimalen Temperaturzone betrug für die Variante 6.2 61 Tage und für Variante 6.1 mehr als 76 Tage. Trotz sinkender Außentemperaturen stieg sie in der Miete kontinuierlich an. Der höchste Wert wurde bei Variante 6.1 mit 66°C am 23. und bei Variante 6.2 mit 62°C am 39. Tag erreicht, siehe Diagramm Abb. V.12.

Gase

Die gemessenen Gaskomponenten von Variante 6.1 und 6.2 sind in den Diagrammen Abb. V.14 - V.16 grafisch veranschaulicht. TOC - Emissionen, besonders Methan, treten vorwiegend innerhalb der ersten vier Intensivrottewochen auf, in denen der Hauptteil der organischen Substanz umgesetzt und abgebaut wird [Scheelhase et. al. 2003]. Als empirisch festgelegte Schranke für die Methankonzentration im Forschungsvorhaben werden drei Prozent angenommen. Ursächliche Faktoren für die Methangasbildung sind: hoher Wassergehalt in den Abfällen, verfügbare Anteile leicht abbaubarer organischer Substanz und ein anaerobes Milieu. Dieses stellt sich nach dem Aufsetzen ein und wird später durch das sich ausbreitende aerobe Milieu, forciert durch die aktive Belüftung, verdrängt. Bei Variante 6.1 wurde die Schranke nach 25 Tagen über- und ab dem 55. Tag wieder unterschritten. Der Maximalwert mit 10 Volumenprozent stellte sich am 40. Tag ein. Für Variante 6.2 ergaben sich folgende Daten: Erreichen der Schranke nach 21, Überschreiten nach 36 Tagen. Anschließend bewegte sich die Methankonzentration im Intervall von drei bis neun Prozent. Basis für die Ermittlung des Kohlendioxidanteils ist folgender Ansatz: Die Summe

aus Kohlendioxid und Sauerstoff beträgt bei aeroben Abbau annähernd 21 Volumenprozent. Aussagen zum Kohlendioxidwert sind zum einen direkt durch Messungen möglich, zum anderen kann er indirekt über den Sauerstoffanteil ermittelt werden. Bei Variante 6.1/6.2 stellte sich nach 20/22 Tagen ein Kohlendioxidwert von 12 - 15 Volumenprozent ein. Die korrelierenden Sauerstoffanteile lagen über 5 Volumenprozent, so dass sich als Summe näherungsweise der Wert 21 ergab. Die Veranschaulichung der Messdaten (Kohlendioxid- und Summenkurve) zeigen einen abfallenden Verlauf. Bei den Summenkurven von Variante 6.1 und 6.2 ist ein Plateau erkennbar, es beginnt am 33. und endet am 50. Tag. Hier wird deutlich, dass durch den Kohlendioxidanteil aus dem anaeroben Abbau zusätzlich zum aeroben die Schranke von 21 Volumenprozent überschritten wird. Ein Peak am 72. Tag deckt sich mit dem erhöhten Methanwert von Variante 6.2. Ursache war in beiden Fällen der Ausfall der Belüftungstechnik. Sichtbar ist, dass alle drei Gase miteinander korrelieren. Um die mikrobielle Tätigkeit für die notwendigen Abbauprozesse zu initiieren, ist eine Mindestsauerstoffverfügbarkeit von 5 Volumenprozent erforderlich, diese war nach 20 bzw. 22 Tagen gegeben. Ab diesem Zeitpunkt stiegen beide Kurven langsam bis zum Wert von 15 Volumenprozenten. Eine aktive Belüftung verkürzt die Startphase des Rotteprozesses: nach ca. 20 Tagen stellt sich ein aerobes Milieu in der Miete ein und die Temperaturen in den Kaminen erreichen 60°C.

Luftfeuchtigkeit

Parallel zum Anstieg der Temperatur auf 60°C steigt die relative Luftfeuchte über 80 %, die sich im erhöhten Wasserdampfaustrag widerspiegelt, siehe Diagramm Abb. V.13. Ab dem 30. Tag wurden für beide Varianten Werte im Bereich von 85 - 90 % gemessen. Durch den Ausfall des Messgerätes am 55. Tag musste die Messreihe beendet werden. Eine Korrelation des Wasserdampfaustrages und der relativen Luftfeuchte der Umgebungsluft war nicht nachweisbar.

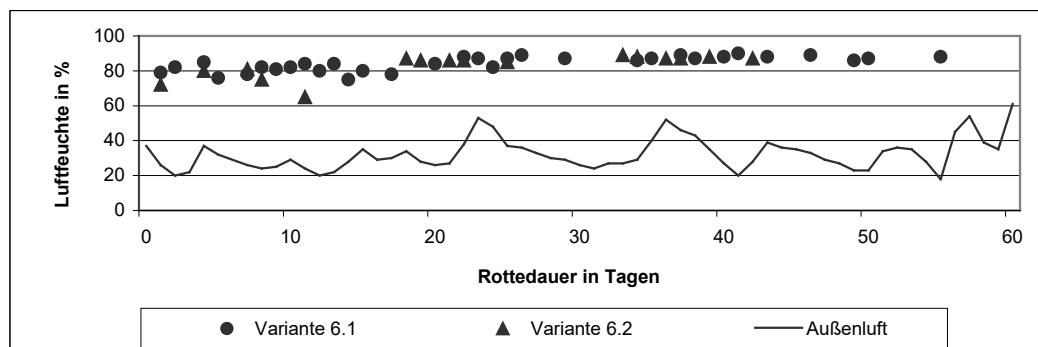


Abbildung V.13: Diagramm der Relativen Luftfeuchten in den Kaminen - Varianten 6.1 und 6.2

V.II.II Messlanzen

Die mittels Messlanzen gewonnenen Werte spiegeln flächendeckend den aktuellen Rottezustand im jeweiligen Teil der Miete wider. Der direkte Kontakt der Lanze mit dem Abfall sowie ihre messtechnische Qualität begründen die Priorität der Aussagen. Die Daten von den Messlanzen in der Nähe des ersten Kamins bei Variante 6.1 wurden - wegen des Mietenrandeffekts - in der Auswertung nicht berücksichtigt.

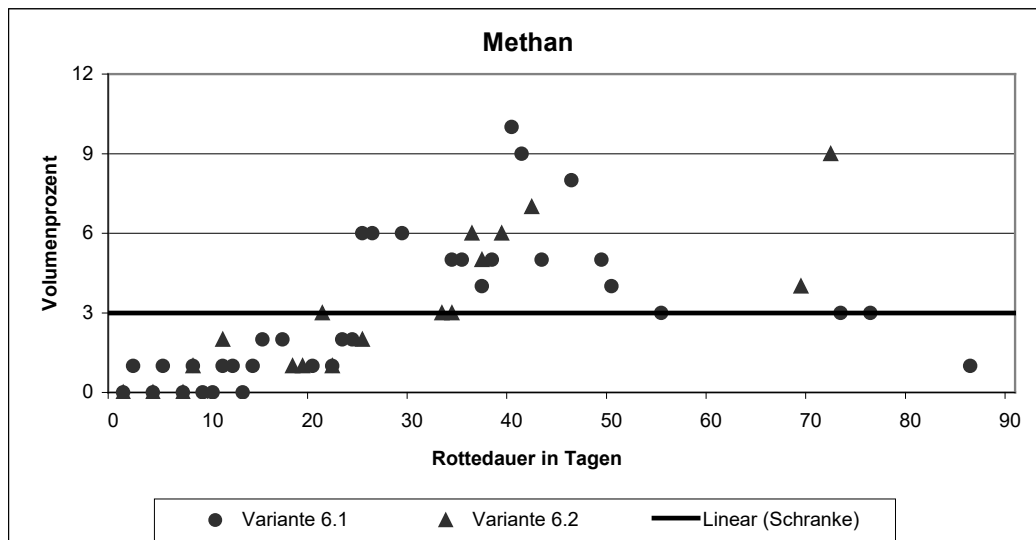


Abbildung V.14: Diagramm der Gaszusammensetzungen in den Kaminen der Varianten 6.1 und 6.2

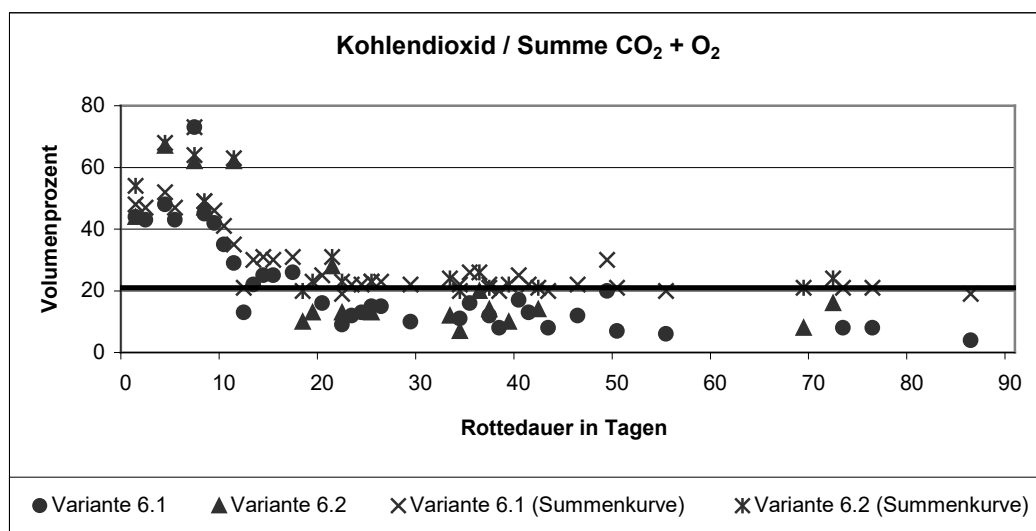


Abbildung V.15: Diagramm der Gaszusammensetzungen in den Kaminen der Varianten 6.1 und 6.2

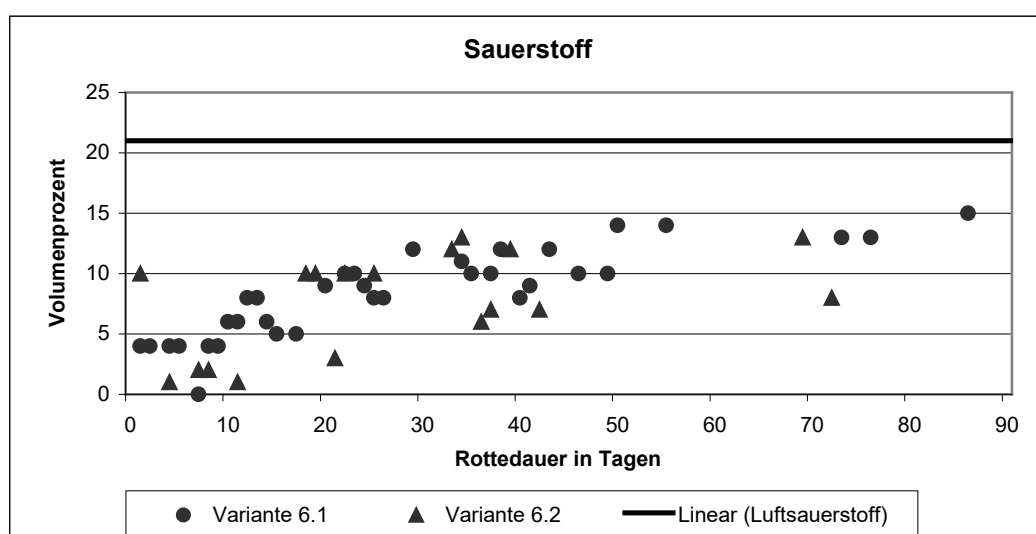


Abbildung V.16: Diagramm der Gaszusammensetzungen in den Kaminen der Varianten 6.1 und 6.2

Temperaturen

In drei verschiedenen Höhen wurden in den Messlanzen die Temperaturen ermittelt. Die Ergebnisse sind in den Diagrammen V.17 – V.19 dargestellt. Im Gegensatz zu den Kaminen liegen die Werte in den Messlanzen um ca. 5°C höher. Ein Einfluss der Außentemperatur auf den Rotteverlauf ist, mit Ausnahme der Abdeckschicht, ausgeschlossen. Die Abdeckung erwärmte sich sehr schnell, bereits am dritten Tag erreichte Variante 6.1 55°C und Variante 6.2 58°C. Dieses Phänomen ist durch das Diffundieren von Sauerstoff in die Miete zu erklären. Ab dem elften Tag stellte sich bei beiden Varianten für etwa 50 Tage eine Temperatur über 55°C ein. Der Maximalwert wurde bei Variante 6.1 67°C am 15. und bei Variante 6.2 69°C am 17. Tag erreicht. Nach 60 Tagen sank die Temperatur. Sie korrelierte dabei mit der mittleren täglichen Außentemperatur. Im oberen Bereich der Messlanzen konnte die Erwärmung der Miete etwa um 10 Tage versetzt beobachtet werden. Dies ist auf die später einsetzende Versorgung mit Sauerstoff zurückzuführen. Das Überschreiten der Hygienisierungsgrenze von 55°C konnte bei Variante 6.1 am 14. Tag und bei Variante 6.2 am 12. Tag nachgewiesen werden. Die notwendige Hygienisierung stellte sich im oberen Mietenbereich für einen Zeitraum von etwa 55 Tagen bei Variante 6.2 und für mindestens 75 Tage bei Variante 6.1 ein. Die höchsten Temperaturen wurden bei Variante 6.1 am 26. Tag mit 67°C und bei Variante 6.2 am 17. Tag mit 69°C festgestellt. Evident ist eine anhaltende Aktivität der thermophilen Mikroorganismen und damit verbunden eine hohe Temperatur über lange Zeiträume. Eine Abhängigkeit von der Außentemperatur für diesen Mietenbereich ist nicht erkennbar. Der untere Mietenteil zeigt einen deutlich langsameren Temperaturanstieg. Dies ist mit dem anfänglichen Wassereinstau in dieser Zone zu erklären. Die Verzögerung, verglichen mit der Abdeckschicht, beträgt etwa 20 Tage. Die 55°C Grenze wird von Variante 6.1 ab dem 24. Tag erreicht und bis zum 90. Tag nicht wieder unterschritten. Variante 6.2 liegt ab dem 17. Tag in diesem Bereich. Als Maximalwerte konnten 61 °C am 77. Tag und 60 °C am 28. Tag bei Variante 6.1 bzw. 6.2 gemessen werden. Resümierend ist anzumerken, dass alle drei Bereiche der Miete einen analogen Temperaturverlauf aufweisen. Einziger Unterschied ist ein Versatz des Beginns in den verschiedenen Tiefen um ca. 10 Tage, dieser ist durch die verzögerte Versorgung mit Sauerstoff und des langsamen Abflusses des Wassers in die Speicherschicht zu erklären.

Gase

Beim Vergleich der Werte in den Kaminen mit den in den Messlanzen ermittelten Daten, siehe Diagramme V.20 - V.22, sind Abweichungen feststellbar. Aufgrund der Vielzahl der eingebrachten Lanzen und der geringen Toleranz der gemessenen Werte, werden diese primär für die Auswertung herangezogen. In ihnen wurden geringere Methangehalte, eine schnellere Abnahme des Kohlendioxidpeaks und höhere Sauerstoffwerte gemessen. Sie waren in strömungstechnisch ungünstigen Bereichen angeordnet, so dass als Ursache der abweichenden Werte in den Kaminen Fehlstellen in der Miete in Betracht kommen. Diese anaeroben Abschnitte können durch Fehler beim Bau oder aus der Einlagerung von Folien erklärt werden, Systemfehler sind ausgeschlossen. Die Methanwerte liegen bis auf zwei Überschreitungen unter der 3 Prozentschranke. Erhöhte Werte, bedingt durch Ausfälle der Belüftungstechnik, traten bei Variante 6.1 vom 28. bis 40. Tag mit maximal 8 % und am 78. Tag mit 7 % auf. Im verbleibenden Zeitraum lagen die Werte zwischen ein bis zwei Prozent. Durch die aktive Belüftung wurden die anfänglich sehr hohen Kohlendioxidkonzentrationen bei Variante 6.1 am 17. Tag und bei Variante 6.2 am 15. Tag unter 21 % abgesenkt. Ab diesen Zeitpunkten blieben die Werte im Bereich von zehn Volumenprozenten. Die ermittelten Summenkurven - Kohlendioxid plus Sauerstoff - lagen im Toleranzbereich der 21 Prozentmarke. Eine Etablierung von anaeroben Prozessen kann daher ausgeschlossen werden. Die Sauerstoffgehalte korrelieren mit den Kohlendioxidwerten. Nach zwei Wochen wurden Werte über 10 Prozent gemessen. Durch die in das optimierte System eingebundene aktive Belüftung war die Miete nach zwei Wochen vollständig durchströmt, wodurch die aeroben Mikroorganismen ideale Bedingungen vorfanden.

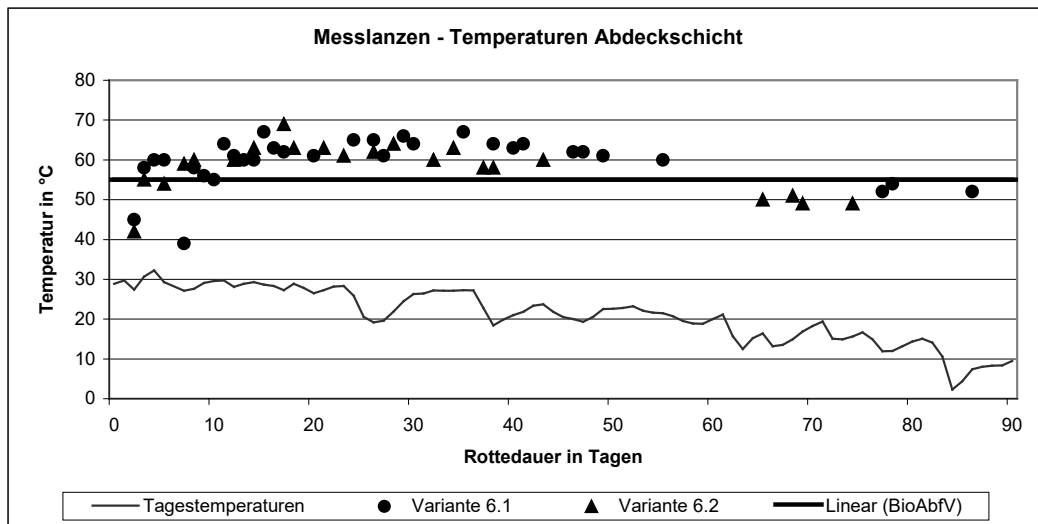


Abbildung V. 17: Diagramm der Temperaturen in den Messlanzen - Varianten 6.1 und 6.2 (Abdeckschicht)

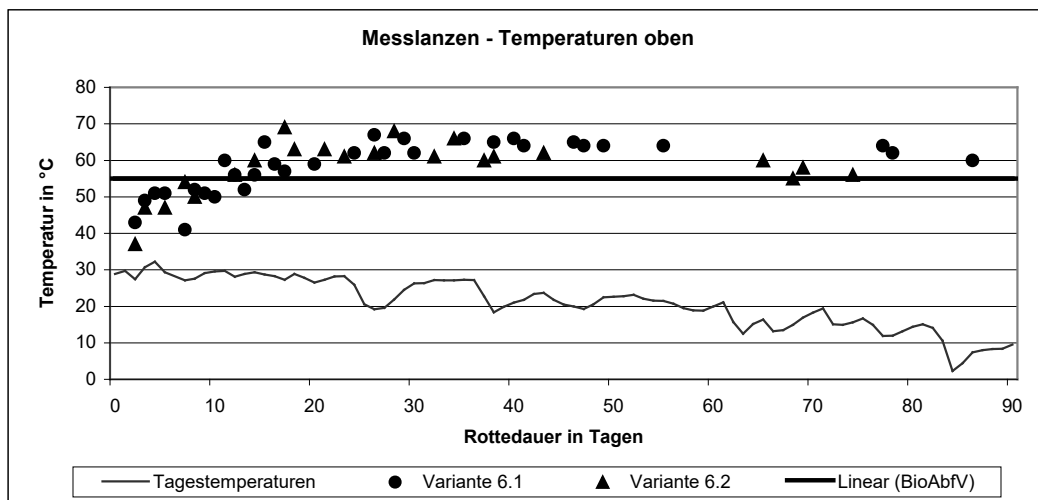


Abbildung V. 18: Diagramm der Temperaturen in den Messlanzen - Varianten 6.1 und 6.2 (oben)

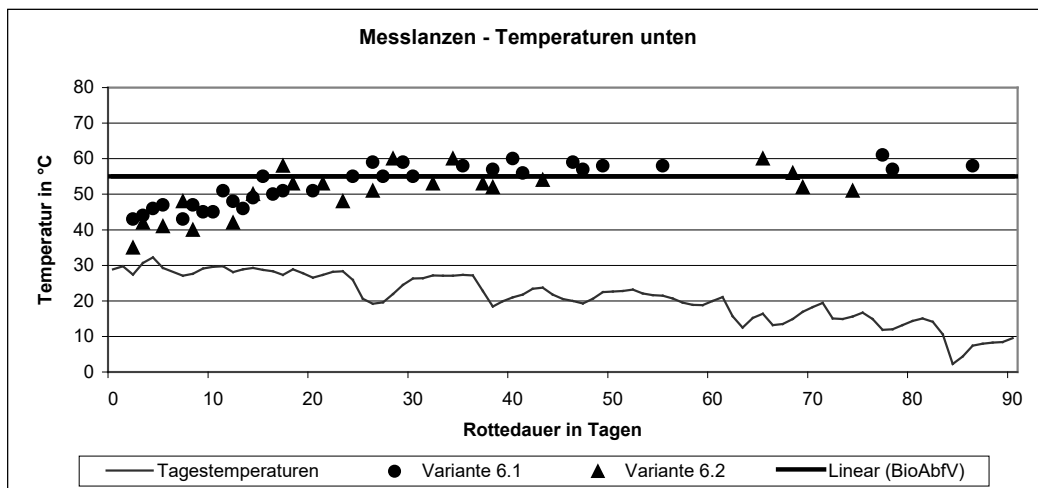


Abbildung V. 19: Diagramm der Temperaturen in den Messlanzen - Varianten 6.1 und 6.2 (unten)

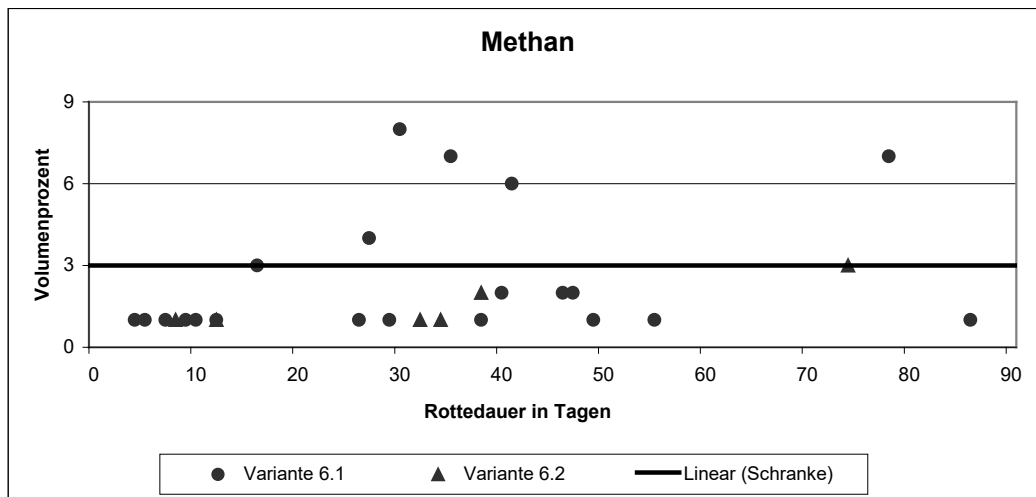


Abbildung V.20: Diagramm der Gaszusammensetzungen in den Messlanzen - Varianten 6.1 und 6.2 (Methan)

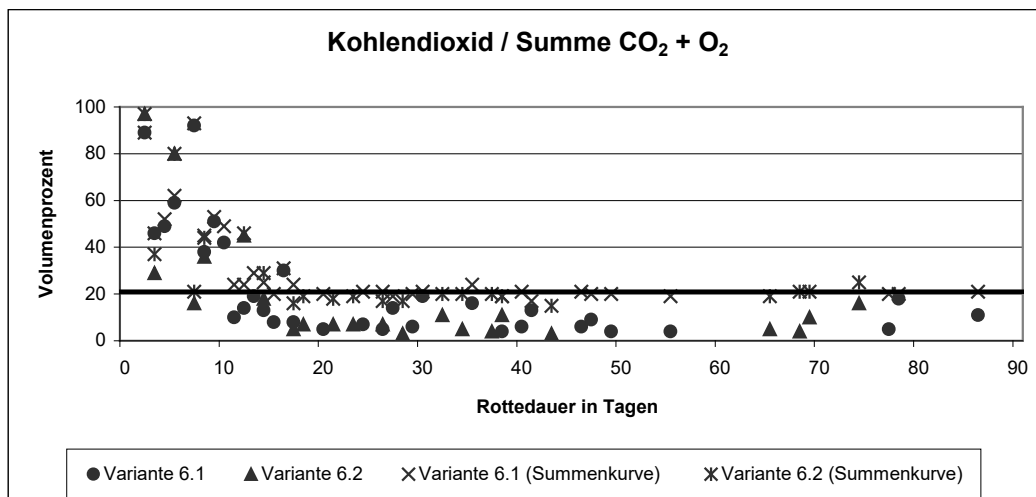


Abbildung V.21: Diagramm der Gaszusammensetzungen in den Messlanzen - Varianten 6.1 und 6.2 (Kohlendioxid)

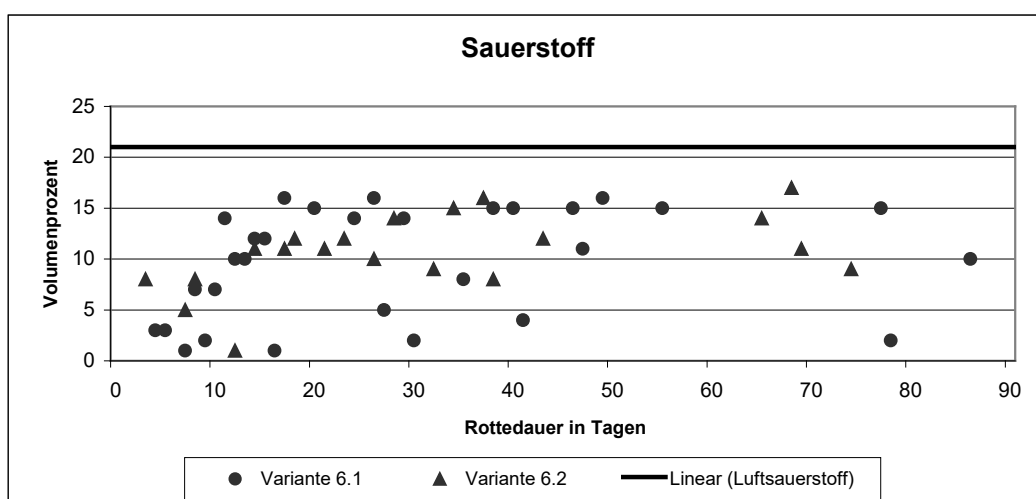


Abbildung V.22: Diagramm der Gaszusammensetzungen in den Messlanzen - Varianten 6.1 und 6.2 (Sauerstoff)

V.III **Gegenüberstellung**

Die Varianten 6.1 und 6.2 stimmten im Material, Aufbau, Arbeitstechnik und Belüftungssystem überein, einziger Unterschied war die Belüftungsintensität. Nachfolgend werden die entsprechenden Messgrößen gegenübergestellt und gewertet. Unterschiede ergaben sich im Temperaturverhalten. Bei Variante 6.1 erfolgte sowohl in den Kaminen als auch in den Messlanzen eine schnellere und gleichmäßigere Erwärmung, die Maximalwerte lagen über denen von Variante 6.2. Die gleiche Tendenz konnte sowohl bei den Gaszusammensetzungen in den Kaminen als auch in den Messlanzen festgestellt werden. Minimale Abweichungen zeigten sich in der erhöhten Methankonzentration und der höheren relativen Luftfeuchtigkeit von Variante 6.1. Verantwortlich für die in Variante 6.1 periodisch stärkere anaerobe Tätigkeit war der zeitweise Ausfall der Belüftungstechnik. Anaerob unterstützend wirken sich Fehlstellen oder durch Folien abgetrennte Bereiche aus. Die Gegenüberstellung dieser Komponenten favorisiert minimal Variante 6.1. Bei der Betrachtung der AT_4 - Werte hat Variante 6.2 ein besseres Ergebnis. Ursachen können eine zu starke Belüftung sein, da damit eine Austrocknung und Abkühlung verbunden ist oder die Ausbildung vertikaler Kanäle, die das schnelle Entweichen der Luft ermöglichen (channeling).

V.IV **Aussagen zur Homogenität der Miete durch Messung des Temperaturprofils zwischen Be- und Entlüftung**

Das Profil beschreibt das Temperaturverhalten zwischen einem Belüftungs- und dem zugehörigen Entlüftungsrohr. Im Abstand von ca. 6 m, gemessen von der Mietenaussenkannte, sind jeweils zwei Messlanzen unmittelbar an den Rohren und eine mittig eingesetzt (vgl. Kapitel 7, Abb. 7.26). In den Diagrammen V.23 - V.25 sind die Temperaturverläufe für den oberen und unteren Mietenteil, ausgenommen die unbeeinflusste Abdeckschicht, aufgezeichnet. Am Entlüftungsrohr wird die 55°C - Schranke im oberen Mietenteil nach 8 Tagen, im unteren nach 26 Tagen überschritten. In der Mitte geschieht dies schon nach 5 / 12 Tagen für die Bereiche oben / unten. Für die Belüftung ergaben sich folgende Daten: Die Schranke wurde oben nach 8 Tagen und unten ebenfalls nach 12 Tagen überschritten. Als Maximalwerte sind für den Bereich Entlüftung 67°C (26. Tag), für die Mitte 70°C (23. - 26. Tag) und hinsichtlich Belüftung 67°C (23. - 26. Tag) gemessen worden. In den ersten 90 Tagen des Rotteverlaufes haben die Temperaturverläufe in den drei Bereichen ein analoges Verhalten, eine Korrelation mit der mittleren täglichen Außentemperatur tritt nicht auf. Minimale Schwankungen sind hinsichtlich des Beginns der Erwärmung und des Abstandes von der Be- zur Entlüftung nachweisbar. Hervorzuheben ist, dass sich in der Mitte das optimale Milieu für die aeroben Mikroorganismen ausbildet. Kennzeichen sind eine schnelle Erwärmung und höhere Temperaturen. Die aus dem Profil erhaltenen Daten belegen, dass die Wahl der Intervallbelüftung mittels Industrieventilatoren und der über den Zeitraum des Forschungsvorhabens optimierte Abstand zwischen Be- und Entlüftung eine qualitative Verbesserung des Rotteprozesses bewirkte.

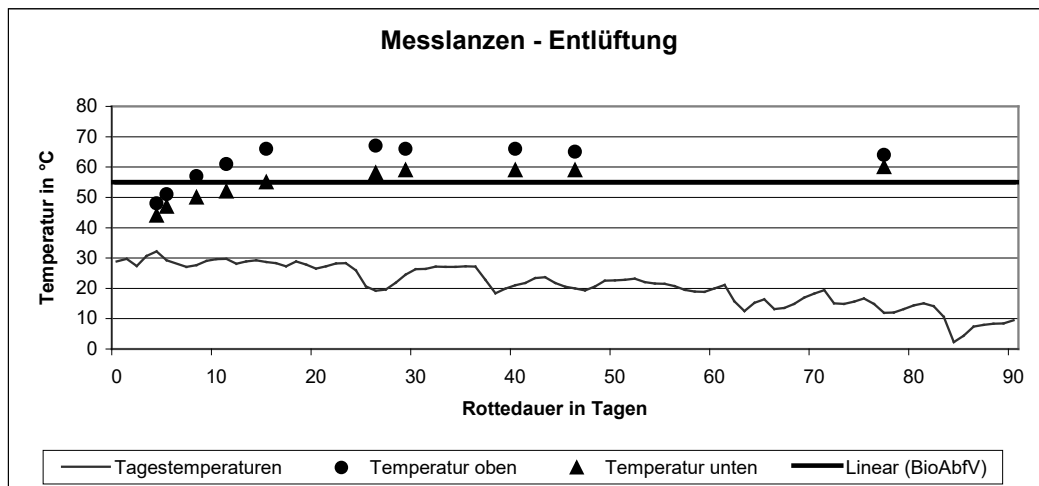


Abbildung V.23: Diagramm Profil der Temperaturen - Variante 6.1, ungünstigste Bereiche

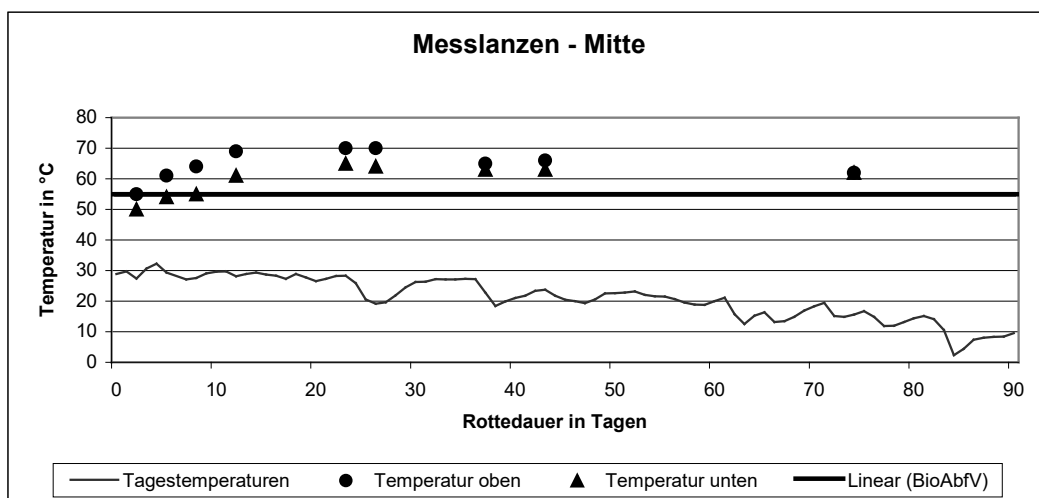


Abbildung V.24: Diagramm Profil der Temperaturen - Variante 6.1, ungünstigste Bereiche

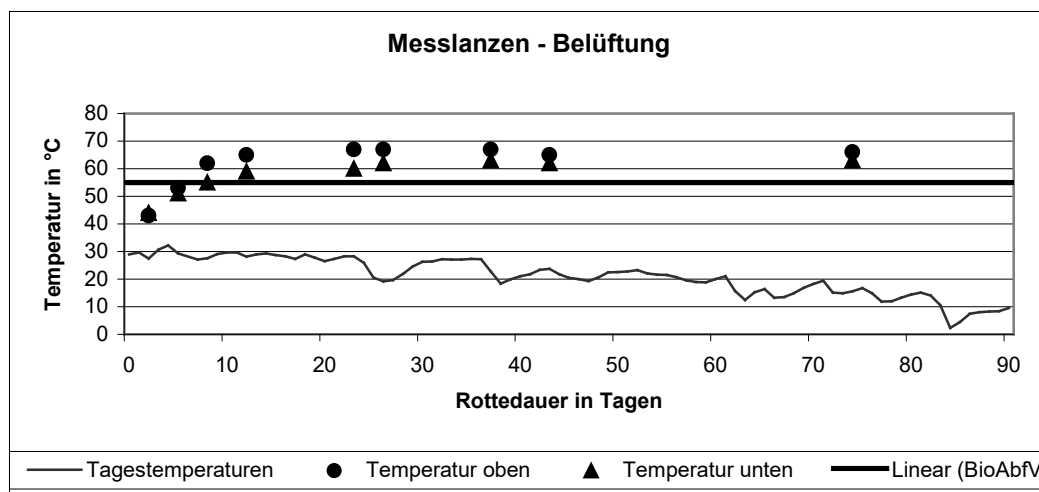


Abbildung V.25: Diagramm Profil der Temperaturen - Variante 6.1, ungünstigste Bereiche

VI Bewertung des Grundwasserschutzes durch die vorgesehene Abfallbehandlung

VI.I Bewertungskriterien

Nach dem Stand der Forschung, vgl. Kap. 3, werden die Trinkwasservorkommen nur dann langfristig nicht durch Abfallablagerungen belastet, wenn die Abfälle in naturidentische Stoffe umgewandelt und standortgerecht in naturidentischer Konzentration in die Natur integriert werden (Spillmann et al. Ed. 2009). Auf der Grundlage der neuen Erkenntnisse zur Langzeitwirkung von Deponien auf Gewässer können aber die Größenordnungen der vom Verfasser in Teheran erzielten Entlastung im Vergleich zum gegenwärtigen Betrieb angegeben werden. Auch die Wirkung möglicher Ergänzungen der Behandlung und Verwertung von Siedlungsabfällen auf der Grundlage der an der Universität entwickelten Verfahren (vgl. Kap. 8.2.2) können angegeben werden. Bezogen auf die Situation der Deponie von Teheran (klüftiger Ton, keine technische Barriere) wird das Grundwasser nur dann nicht nachteilig verändert, wenn die in der Natur vorkommenden Stoffe einschließlich der Spurenelemente im Sickerwasser nicht höher konzentriert sind als im örtlichen Grundwasser. Die Abweichungen zu höheren, für Trinkwasser ungeeigneten Konzentrationen natürlicher Stoffe, ist deshalb das maßgebende Belastungskriterium für die Ablagerung industriell nicht belasteter Siedlungsabfälle.

Von der Emission synthetischer Stoffe, vor allem der halogenierten Kohlenwasserstoffverbindungen, geht stets eine negative Veränderung des Grundwassers aus, wenn - wie in Teheran - keine technische Barriere mit nachfolgender Elimination toxischer Stoffe vorhanden ist. Im Gegensatz zu den natürlichen Stoffen erreicht deshalb nur die Emission Null toxischer synthetischer Stoffe einen vollständigen Schutz des Grundwassers. Die von Null verschiedene Belastung des Sickerwassers mit derartigen Stoffen ist das maßgebende Belastungskriterium.

Das vom Verfasser entwickelte Behandlungsverfahren kann innerhalb unterschiedlicher Behandlungs- und Verwertungsschritte genutzt werden, die an der Universität Rostock entwickelt wurden und für Schwellen- und Entwicklungsländer geeignet sind. Deshalb wird die Wirkung des Verfahrens innerhalb unterschiedlicher Behandlungs- und Betriebskonzepte im Vergleich zu den z.Z. in Teheran im Wettbewerb diskutierten Lösungen verglichen:

- (a) *Vollständige Naturintegration des Feinmaterials, Trennung der Siebreste in definierte Stoffströme, gezielte Verwertung oder definierte thermische Umwandlung im Wirbelschichtreaktor in naturintegrierbare Stoffe*
- (b) *Naturintegration des Feinmaterials, Ablagerung der Siebreste in einem permanent aeroben Deponiekörper*
- (c) *Permanent aerobe Ablagerung des gesamten biologisch aerob stabilisierten Abfalls*
- (d) *Naturintegration der Feinmaterials, anaerobe Ablagerung der biologisch aerob stabilisierten Siebreste*
- (e) *Anaerobe Ablagerung des gesamten biologisch aerob stabilisierten Abfalls*
- (f) *Anaerobe Ablagerung des gesamten anaerob biologisch stabilisierten Abfalls = EAMIC-Verfahren (vgl. Kap. 5.5.5)*
- (g) *Anaerobe Ablagerung ohne Vorbehandlung in Gräben mit nachfolgender Erdaddeckung (Ton) = Trench Dumping System.*

Bei dem Vergleich der zu erwartenden Grundwasserbelastung durch Sickerwässer ist für diesen Standort zu beachten, dass durch die Klüfte im Ton auch leicht abbaubare organische Stoffe das Grundwasser erreichen können. Diese Belastungen aus ungünstiger Ablagerung werden sich über mehrere Jahrhunderte hinziehen, bis die biologische Stabilisierung einen permanent aeroben De-

poniekörper erzeugt hat. Auch danach werden noch weitere naturähnliche Stoffe in zu hoher Konzentration das Grundwasser belasten (Spillmann et al. Ed. 2009). Sie sind deshalb dieser undefinierten Langzeitbelastung hinzuzurechnen.

VI.II Voraussichtliche Belastungen des Grundwassers unter der Deponie von Teheran aus der Ablagerung natürlicher Stoffe

Zur ersten Abschätzung voraussichtlicher Grundwasserbelastungen unter der Deponie in Teheran aus der Ablagerung natürlicher Stoffe werden typischer Inhaltsstoffe herangezogen, die in Sickerwässern unter definierten Ablagerungsbedingungen nachgewiesen wurden. Deren Belastungsumfang wird von den Ablagerungsbedingungen entscheidend beeinflusst (Kruse u. Spillmann 2009):

- (1) leicht lösliche Salze wie Chloride und Sulfate (Cl^- , SO_4^{2-})
- (2) Ammoniumstickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$)
- (3) Nitratstickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}$)
- (4) leicht abbaubare Organik (CSB_a) (überwiegend organische Säuren)
- (5) extrem schwer abbaubare Organik (CSB_{nu}) aus naturunähnlichen huminstoffähnlichen Substanzen
- (6) extrem schwer abbaubare Organik (CSB_{na}) aus naturanalogen Huminstoffen
- (7) Spurenelemente, vorrangig Nichteisen-Schwermetalle

Setzt man die natürliche Konzentration jedes der o.g. Stoffe im Grundwasser gleich 1, können deren höhere Konzentrationen in den Sickerwässern als Exponent zur Basis 10 angegeben und als Übersicht in einer Tabelle zusammengestellt werden (Tab. 9.1).

Tabelle 9.1: Belastung des Sickerwassers mit Stoffen natürlichen Ursprungs in zu hoher Konzentration im Vergleich zum Grundwasser (nach Spillmann et al. Hrsg. 1995, Spillmann et al. Ed. 2009)

| Recycling+ Behandlung | R | $\text{Cl}+\text{SO}_4$ | $\text{NH}_4\text{-N}$ | $\text{NO}_3\text{-N}$ | CSB_a | CSB_{na} | CSB_{nu} | toxische Spurenelem. |
|--------------------------|------|-------------------------|------------------------|------------------------|----------------|-------------------|-------------------|-------------------------|
| a | 0,00 | 10^1 | 10^0 | 10^1 | 10^0 | 10^2 | 10^0 | 10^0 |
| b | 0,20 | 10^1 | 10^0 | 10^1 | 10^0 | 10^2 | 10^0 | 10^0 |
| c | 0,58 | 10^1 | 10^0 | 10^1 | 10^0 | 10^2 | 10^0 | 10^0 |
| d | 0,20 | 10^1 | 10^2 | 10^1 | 10^0 | 10^2 | 10^2 | 10^1 |
| e | 0,65 | 10^1 | 10^2 | 10^1 | 10^0 | 10^2 | 10^2 | 10^1 |
| f | 0,65 | 10^1 | 10^3 | 10^1 | 10^1 | 10^2 | 10^3 | 10^1 |
| g | 1,00 | 10^1 | 10^3 | 10^1 | 10^3 | 10^2 | 10^3 | 10^2 |

$10^0 = 1$ = Konzentration wie im Grundwasser

R= Reduktion der zur Ablagerung kommenden Abfalltrockensubstanz durch Abbau und Naturintegration

Anwendungsbeispiele der Tabellenwerte:

Fall b:

Biologische Stabilisierung, Naturintegration des Feinmaterials, permanent aerobe Ablagerung der Grobfraction; Belastung des Sickerwassers im Vergleich zum Grundwasser nach biologischer Stabilisierung, Verwertung der Feinfraction und permanent aerobe Ablagerung der Siebreeste (= Ergebnis der Versuche):

$$0,2 [10 (\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}) + 10 \text{NO}_3\text{-N} + 100 \text{CSB}_{\text{na}}] = 2 (\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}) + 2 \text{NO}_3\text{-N} + 20 \text{CSB}_{\text{na}}$$

Fall g:

Trench-dumping = Betrieb Deponie Teheran; Belastung des Sickerwassers im Vergleich zum Grundwasser aus - Anfangsphase + Langzeitwirkung:

$$10 (\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}) + 1000 \text{NH}_4\text{-N} + 10 \text{NO}_3\text{-N} + 1000 \text{CSB}_a + 100 \text{CSB}_{\text{na}} + 1000 \text{CSB}_{\text{nu}} + 100 \text{toxische Spurenelemente}$$

Die abzulagernde Abfallmasse wird durch biologischen Abbau und durch Verwertung einzelner Stoffströme verringert. Dadurch sinkt die organische Gewässerbelastung je 1 t Abfall proportional zum Anteil der Massenreduktion. Auch Salze und vor allem toxische Spurenelemente werden in geringerem Umfang emittiert, obwohl sie nicht abgebaut werden. Sie werden mit zunehmender Stabilität der organischen Substanz stabiler sorbiert (vgl. Abb. 3.1 und Tab. 3.1). Maßgebend ist dabei die Abnahme der Trockensubstanz (Kruse u. Spillmann 2009). Dieser Einfluss wird durch den Reduktionsfaktor R berücksichtigt:

a) Auswirkung der Abbauvorgänge

Die biologische Abfallstabilisierung verringert die organische Trockenmasse mindestens um 50 %, nach sehr weitgehender Stabilisierung und permanent aerober Endlagerung um ca. 60 % (Spillmann 2009c). Da 1 t Ausgangsmaterial ca. 0,70 t organische Feuchtmasse (FS) mit einem Wassergehalt von WG = ca. 60 % bis 70 %, also 0,25 t Trockenmasse (TS) enthält, nimmt diese im Regelfall auf ca. 0,13 t ab. Im Falle eines sehr weitgehenden Abbaues mit dem Ziel einer permanent aeroben Deponierung verbleibt ein stabiler Rest von ca. 0,10 t organischer Trockensubstanz je 1 t angelieferter feuchter Abfallmasse. Setzt man in erster Näherung den Wassergehalt des gesamten Abfalls ebenfalls mit ca. 65 % an, nimmt die gesamte Trockenmasse von 0,35 t TS/1 t FS auf 0,23 t TS/1 t FS (maximale Reduktion auf 0,20 t TS / 1 t FS) ab. Das entspricht einem Reduktionsfaktor von $R = 0,65$ (bzw. $R_{\text{min}} = 0,58$).

b) Verwertung der Feinfraction

Im Fall der Verwertung des Feinmaterials verbleiben ca. 30 % des gerotteten Materials zur Deponierung. Das sind 30 % von 0,23 t TS, also 0,07 t TS als abzulagernde Restmasse von ursprünglich 0,35 t TS Ausgangstrockenmasse je 1 t angelieferter feuchter Abfallmasse. Das entspricht einem Reduktionsfaktor $R = 0,20$.

VI.III Elimination synthetischer toxischer Stoffe aus Gewerbe und Industrie

Aus den Langzeituntersuchungen zum Verhalten deponierter Abfälle ist zwischen den Wirkungen einer geringen, diffusen Hintergrundbelastung und einer gezielten Einlagerung toxischer Abfälle aus Industrie und Gewerbe (co-disposal) zu unterscheiden. Geringe Hintergrundbelastungen

stören nicht messbar die biologische Stabilisierung und können mit einer intensiven aeroben Stabilisierung zum Teil abgebaut oder als Gas emittiert werden (Übersicht über die Zusammenhänge s. Spillmann 2009, Einzelheiten zu den Eliminationsvorgängen s. Gunschera et al. 2009, Gasfilter in der Praxis s. Maak 2003, Eschkötter 2004). Für extrem schwer abbaubare, schwer wasserlösliche Verbindungen wie z.B. Lindan wurde nachgewiesen, dass sie zunächst adsorbiert, dann aber Schrittweise im ständigen Wechsel von Adsorption und Resorption langsam verlagert und ausge-tragen werden (Chromatographieeffekt s. Rump et al. 2009; Nordmeyer et al. 2009). Die im Ver-such eingesetzten Abfälle der Stadt Teheran enthielten keine gezielten Beimengungen aus Indu-strie und Gewerbe. Die Höhe der diffusen Hintergrundbelastung ist nicht bekannt. Für den Ver-gleich der auf der Deponie in Teheran eingesetzten Verfahren werden deshalb die Eliminations-leistungen in Tab. 9.2 als Prozentsatz von möglichen Ausgangsstoffen angesetzt, deren Abbau von Gunschera et al. 2009 eindeutig gemessen wurden.

Folgende Stoffe sind in der Regel auch in schwach belasteten Abfällen zumindest in Spuren zu erwarten:

- (8) Phenole
- (9) Cyanide
- (10) Leichtflüchtige und chlorierte organische Verbindungen
- (11) organische Säuren, Chlor- u. Alkylphenole
- (12) semivolatile Stoffe (Phtalate, PAK, Triazine)

Bei der Ermittlung der Massenreduktion ist zu beachten, dass der biologische Abbau der organi-schen Abfallmasse nicht an den Abbau der toxischen synthetischen Stoffe gekoppelt ist. Der Reduktionsfaktor der synthetischen Stoffe bleibt gleich $R = 1$, wenn die Masse nicht gezielt thermisch behandelt wird. Im Falle der landbaulichen Verwertung wird auf der "sicheren Seite" kein weiterer Abbau der toxischen Stoffe nach der aeroben Stabilisierung berücksichtigt. Die stofflich gezielte thermische Behandlung von ca. 30 % Siebrest der Abfalltrockenmasse wird mit der Massenreduktion $R = 0,7$ angesetzt.

Tabelle 9.2: Elimination chemischer Belastungen (nach Spillmann et al. Ed. 2009)

| Recycling+ Behandlung | R | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 |
|--------------------------|-----|---------|-----|--------------|-----|-----|
| a | 0,7 | 0 | k | f | 0 | i |
| b | 1 | 0 | k | f | 0 | i |
| c | 1 | 0 | k | f | 0 | i |
| d | 1 | ca. 0,5 | k | f | 0 | i |
| e | 1 | ca. 0,5 | k | f | 0 | i |
| f | 1 | 1,0 | 1,0 | $0,5 + 0,5f$ | 1,0 | 1,0 |
| g | 1 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 |

R = Massenreduktion der chemischen Substanzen

8 - 12 = Nr. der im Text aufgelisteten Stoffgruppen

1,0 = keine Elimination durch Abbau oder Festlegung

f = flüchtig

k = ca. 100 % komplexiert, kein Abbau

i = nahezu immobil, kein Abbau

VI.IV Erzielbare Entlastungen des Grundwassers im Vergleich zum Trench Dumping

Fall (g) Trench Dumping (Deponiebetrieb z.Z. der Versuche):

Belastungen natürlichen Ursprungs

1,0 [10 ($\text{Cl} + \text{SO}_4^{2-}$) + 1000 $\text{NH}_4\text{-N}$ + 10 $\text{NO}_3\text{-N}$ + 1000 CSB_a + 100 CSB_n + 1000 CSB_u + 100 toxische Spurenelemente]

Chemische Verbindungen aus diffuser Belastung

1,0 [1,0 Phenole + 1,0 Cyanide + 1,0 (ICKW+chlor.organ.Verb.) + 1,0 (org. Säuren +Chlor- u. Alkylphenole) + 1,0 semivolative Stoffe]

Bewertung:

Die Belastungen natürlichen Ursprungs sind so hoch, dass über unkalkulierbare Zeit das Grundwasser nicht mehr als Trinkwasser genutzt werden kann, sobald die Sickerwässer den Grundwasserleiter erreicht haben. Sofern industrielle Belastungen im Abfall enthalten sind, werden sie langfristig in vollem Umfang das Grundwasser erreichen. Das EAMIC-Verfahren verringert systembedingt nicht wesentlich die langzeitigen Belastungen.

Fall (b) aerobe Stabilisierung mit Verwertung des Feinmaterials = Lösung des Verfassers

Belastungen natürlichen Ursprungs

0,20 [10 ($\text{Cl} + \text{SO}_4$) + 10 $\text{NO}_3\text{-N}$ + 100 CSB_n] = 2 ($\text{Cl} + \text{SO}_4$) + 2 $\text{NO}_3\text{-N}$ + 20 CSB_n

Chemische Verbindungen aus diffuser Belastung

1,0 · 0,5 semivolative Stoffe

Bewertung:

Die leicht löslichen Salze werden in geringem Umfang und die naturähnlichen Huminstoffe in merklichem Umfang langfristig das Grundwasser belasten. Gleiches gilt für die semivolativen Stoffe. Die Nutzung des Grundwassers als Trinkwasser wird dadurch nicht ausgeschlossen, die Aufbereitung aber erschwert. Nur der Fall (a), Ergänzung des Verfahrens durch eine weitergehende Stofftrennung und gezielte Behandlung und Verwertung der Reste, belastet das Grundwasser unbegrenzte Zeit nicht, wenn die semivolativen Stoffe in der Kompostfraktion unbedeutende Spuren nicht überschreiten. Der Fall (c), sehr weitgehende aerobe Stabilisierung aber ohne Verwertung der Feinfraktion, belastet das Grundwasser quantitativ dreifach höher als der Fall (b), schließt aber die Nutzung des Grundwassers qualitativ ebenfalls nicht aus. Die Fälle (d) und (e) erhöhen die Belastung und gefährden die Nutzung des Grundwassers, verringern aber nicht den Behandlungsaufwand im Vergleich zu (b) und (c). Von diesen Varianten wird deshalb abgeraten.

Das Abdecken der Mietenoberfläche mit Feinmaterial beeinflusst wesentlich das vertikale Strömungsverhalten im Inneren. Eine dünne Abdeckung führt zu einer sehr geringen horizontalen Ausbreitung der Luft. Dagegen fördert eine dicke Schicht durch ihren hohen Durchdringungswiderstand (hoher k_f -Wert) eine gute horizontale Durchlüftung der Abfallschicht in der Miete, kann aber die Konvektion bis zum Stillstand hemmen (Erfahrungen auf der Deponie „Krähe“, Landkreis Nienburg). Ist die Abdeckung ungenügend oder schlecht ausgeführt, so hat dies eine Auskühlung und Austrocknung zur Folge. Begründet ist dieser Vorgang durch Windangriff, gekoppelt mit der entstehenden Verdunstungskälte. Die Wärmeabgabe aus der Miete wird maßgebend durch die Lagerungsdichte des Abfalls, der Durchströmung in Verbindung mit der Verdampfung und der Kondensation des Wassers und der Temperaturdifferenz von innen nach außen bestimmt. Eine Optimierung des Milieus für den Rotteprozess kann von außen über den Sauerstoffeintrag gesteuert werden. Dies ist in Teheran bei einem Siebschnitt < 50 mm oder < 70 mm und dem fehlenden Strukturmaterial im Abfallgemisch dringend erforderlich.

Zur Anpassung an die Bedingungen in Teheran wurde vom Verfasser folgender Ansatz gewählt:

- Anstelle der Lüftungszone (Paletten in Abb. 5.1) wird eine Schicht aus trockenen Siebresten des gerotteten Abfalls in dem Umfang eingebaut, wie er zur Speicherung des hoch belasteten Sickerwassers der Anfangsphase erforderlich ist (Abb. 5.2.). Der darüber liegende frische Abfall wird über diese Schicht belüftet. Für die organische Belastung des gespeicherten Sickerwassers wirken Siebreste und deren Belüftung als Tropfkörper. Das Wasser wird von der trockenen Zuluft (Wüstenbedingung) aufgenommen und entweder über den Kamin abgeführt oder in den Deponiekörper transportiert.
- Zur Belüftung der Basis wird zunächst vom erprobten „Kaminzug“ (Abb. 5.1) ausgegangen (Prinzipsskizze der Basisanordnung Abb. 5.3) und dann mit der Querlüftung der Belüftungszone (Prinzipsskizze Abb. 5.4) verglichen. Die Querlüftung lässt nach Ansicht des Verfassers eine gleichmäßigere Sauerstoffversorgung der Basis und vor allem eine intensivere Tropfkörperwirkung erwarten, erhöht aber auch erheblich die Verdunstung des gespeicherten Sickerwassers.

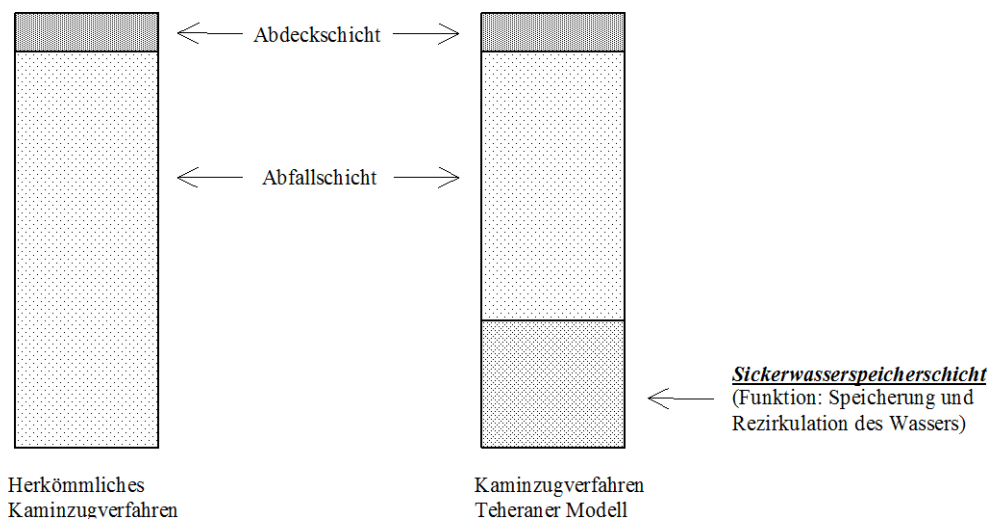


Abbildung 5.2: Schematischer Querschnitt durch die Rottemieten

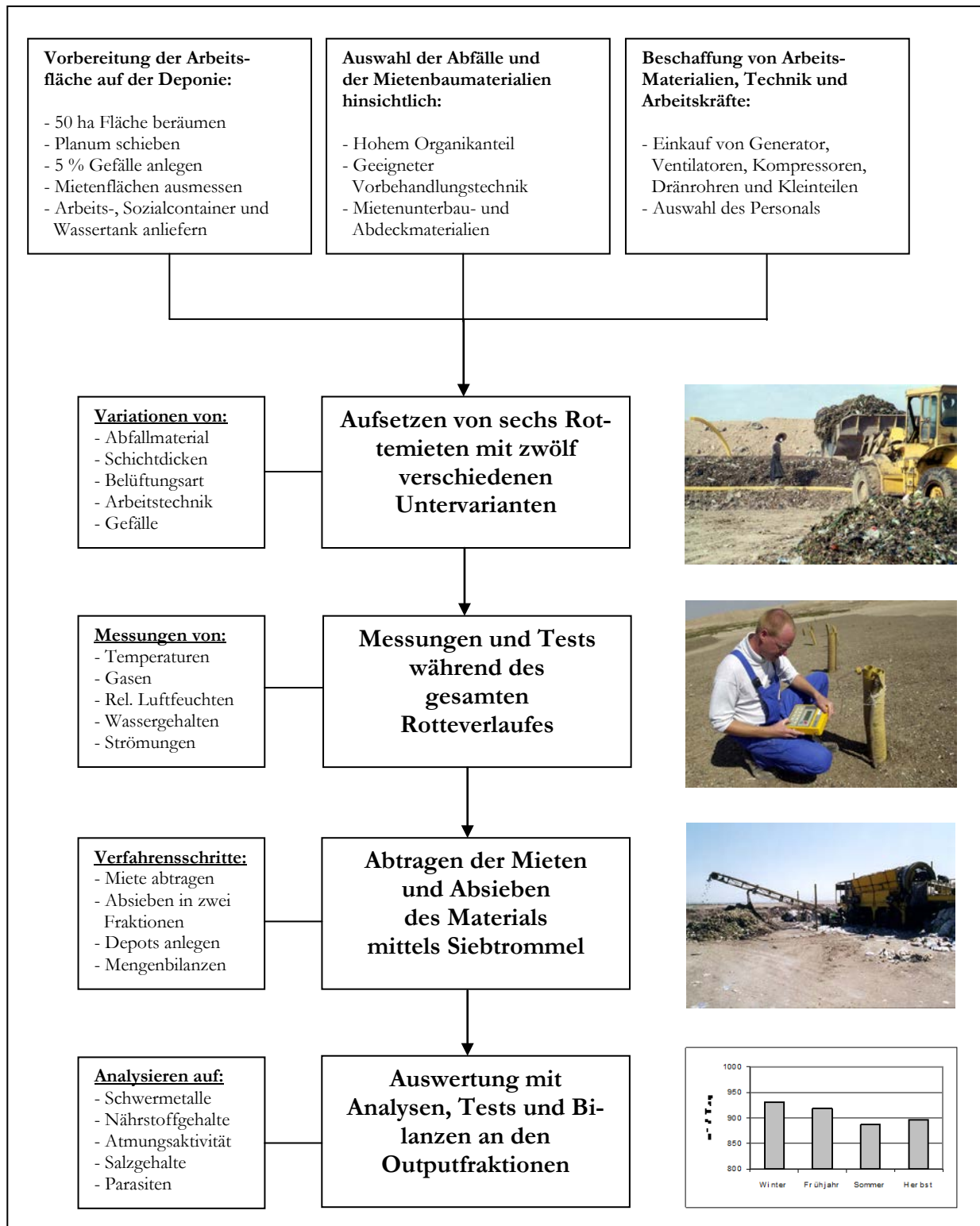


Abbildung 6.2: Ablauf der Untersuchungen

6.5 Messungen in den Messlanzen

Zur Feststellung der Temperaturverhältnisse und der Gaszusammensetzung im Inneren der sechs Mieten wurden 205 Messlanzen, unmittelbar nach dem Aufsetzen, eingeschlagen. Die Verteilung der Messlanzen erfolgte unter zwei Aspekten:

- Annahme einer ausreichenden Homogenität des Mülls, die eine relativ konstante Gasströmung gewährleistet und
- Wahl von Stellen mit ungünstigen Bedingungen bezüglich der Sauerstoffversorgung und des Temperaturverhaltens.

Die Grundanordnung der Messlanzen wurde bei allen Mieten, außer Miete 1, durch zusätzliche Lanzen ergänzt, welche in Profilen zwischen dem Kamin und dem Belüftungsrohr angeordnet waren. Als Messlanzen dienen 2,0 m lange Stahlrohre mit einem Innendurchmesser von $\frac{3}{4}$ Zoll, die Einschlagtiefe betrug 1,8 m. Diese waren unten offen und im Zylindermantel mit 20 Bohrungen versehen, die gleichmäßig über die unteren 1,6 m des Rohres verteilt waren, um den Gas- und Temperature Austausch zu ermöglichen sowie Verstopfungen auszuschließen. Setzungen der Miete während des Rotteprozesses hatten ein sofortiges Tiefschlagen der Messlanze zur Folge, um das Messniveau zu halten.

6.5.1 Gase

Ein 0,8 m langer Schlauch wurde in die Öffnung der Messlanze eingeführt, danach erfolgte der Verschluss. Durch das Messgerät wurde Gas rings um die Messlanze angesaugt, bis sich nach einer Zeit von etwa 2 min eine Konstanz der Anzeigewerte einstellte.

6.5.2 Temperaturen

Die Messungen erfolgten sowohl in der Abfallschicht als auch in der Abdeckschicht, siehe Abbildung 6.5.

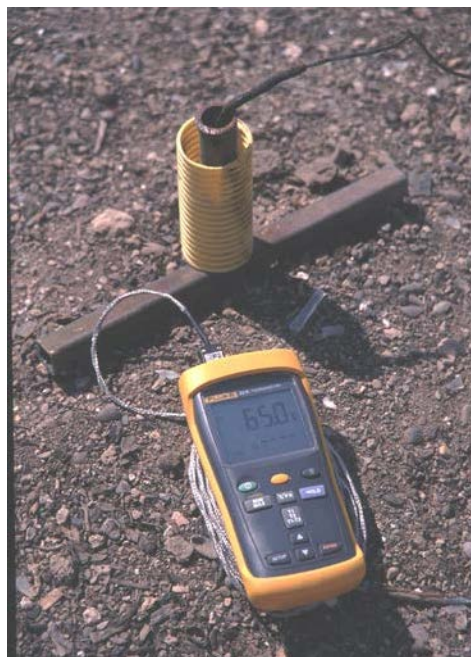


Abbildung 6.5: Temperaturmessung in der Messlanze

14.00 Uhr, ein proportionaler Zusammenhang. In Tabelle 7.2 sind die zur Berechnung notwendigen Wetterdaten aufgezeigt. Mit der unten angeführten *Dalton* - Formel [7.1] ergibt sich für die Verdunstung ein Wert von 7,11 l/m², so dass eine Spende von 32,89 l/m² in der Miete verbleibt.

$$E = \kappa * (e_s - e_e)$$

mit e_s [hPa], e_e [hPa] und κ [mm/hPa]

$$\kappa = (0,13 + 0,094 * v_w) v_w = \text{Windgeschwindigkeit [m/s]} \quad (7.1)$$

Die zweite Mietenhälfte diente als Vergleichsvariante. Eine labortechnische Untersuchung des gerotteten Materials war vor Ort nicht möglich. Beim Abtrag der Miete konnten gravierende Unterschiede zwischen den beiden Teilstücken festgestellt werden. Der beregnete Teil zeigte deutliche anaerobe Bereiche, die schwarze Verfärbungen und einen unangenehmen Geruch aufwiesen. Das Material war sehr feucht und nicht durchgerottet, während im unberegneten Teil ein durchgängig gerottetes Material vorlag. Der neue dreischichtige Mietenaufbau und die dadurch initiierte Eigenbelüftung mittels vertikaler und horizontaler Teilströme erbrachte die angestrebte Qualität. Eine Beregnung war somit verfahrenstechnisch ab diesem Zeitpunkt nicht mehr notwendig. Der Wasserüberschuss, der anfänglich durch den Abfall in die Miete eingebracht wird, ist ausreichend für den gesamten Rotteprozess.



Abbildung 7.2: Beregnungsversuch

Da die befürchtete Austrocknung nicht eintrat, werden die Ergebnisse der Untervariante 1a zusammen mit Variante 1 ausgewertet.

7.1.2 Hauptvariante 2, Querbelüftung

Das Aufsetzen der Hauptvariante 2 (Abb. 7.3), ohne Untervarianten erfolgte im Monat September. Als grundsätzliche Neuerung wurde die Querbelüftung eingesetzt. Der weitere Mietenaufbau entsprach der 1. Hauptvariante. Die Belüftung erfolgte ebenfalls passiv, der Abstand der Rohre betrug 3,5 m - 4,0 m. Die Gesamtmasse des eingebauten Abfalls lag bei 1.200 Mg.

("Diabolo") ausgeführt und sechseckige Scheiben verwendet werden. Das im Zentrum des Doppelkegels aufgewickelte Material wird dann von der jeweils nachfolgenden Scheibe zerschnitten.

Auf der Grundlage dieser Maschinentechnik wurde eine Konzeption für die neu anzulegende Arbeitsfläche sowie die Behandlungsanlage erarbeitet, ausgelegt für eine tägliche Kapazität von 2.000 Mg/d. Mit der neu erworbenen Zerkleinerungstechnik, dargestellt in Abbildung 8.1, der deutschen Firma EuRec Technology GmbH sollten in der Anlaufphase (bis zum Kauf des zweiten Shredders) täglich 1.000 Mg/d Siedlungsabfälle mechanisch behandelt werden. Folgende Vorgaben mussten vom Verfasser konzeptionell realisiert werden:

- Anlieferung der Siedlungsabfälle nur nachts,
- Vorhaltung einer genügend großen Lagerfläche,
- Unmittelbarer Sickerwasseraustritt aus dem Abfallmaterial nach Ablagerung,
- Ableitung des Sickerwasser von der Lagerfläche,
- Aufbau von Zäunen gegen Windaustrag von Müllbestandteilen,
- Entwicklung einer effektiven Beschickung der Zerkleinerungsanlage und
- Ökonomische und gesellschaftspolitische Aspekte (z. B. Ausfälle durch technische Mängel, Bürokratie der Behörden, etc.).



Abbildung 8.1: Testlauf des EuRec Shredders Z 85 in Teheran

Tabelle 9.3: Mittelwerte der Schwermetallbelastungen der Feinfraktion

| | Proben | Zink mg/kg | Cadmium mg/kg | Blei mg/kg | Kupfer mg/kg | Nickel mg/kg | Chrom mg/kg |
|--------------------------|--------------------------|---------------|------------------|---------------|-----------------|-----------------|----------------|
| Tests Iran | | | | | | | |
| Kompostwerk | <i>Qualitätsstufe 1</i> | 651,8 | 15,4 | 87,5 | 578,8 | 43,0 | 7,0 |
| | <i>Qualitätsstufe 2</i> | 950,7 | 2,4 | 142,5 | 803,3 | k. A. | k. A. |
| Kaminzugverfahren | <i>Hauptvariante 1</i> | 396,2 | 2,0 | 222,5 | 178,5 | 6,0 | 42,0 |
| | <i>Hauptvariante 2</i> | 431,4 | 4,8 | 91,5 | 240,5 | 9,0 | 49,0 |
| | <i>Untervariante 3.2</i> | 410,0 | 3,0 | 94,0 | 254,0 | k. A. | k. A. |
| | <i>Untervariante 4.1</i> | 522,0 | 2,2 | 107,0 | 440,0 | k. A. | k. A. |
| | <i>Untervariante 5.1</i> | 920,0 | 2,7 | 70,0 | 278,0 | k. A. | k. A. |
| | <i>Untervariante 6.1</i> | 140,0 | 2,3 | 187,0 | 431,0 | k. A. | k. A. |
| Tests Deutschland | | | | | | | |
| Kaminzugverfahren | <i>Hauptvariante 1</i> | 414,0 | 0,8 | 146,9 | 230,0 | 33,7 | 68,9 |
| | <i>Hauptvariante 2</i> | 497,5 | 0,9 | 156,9 | 260,5 | 36,3 | 71,1 |
| | <i>Untervariante 6.2</i> | 463,0 | 1,2 | 65,3 | 273,0 | 38,1 | 80,5 |
| Richtlinien | | | | | | | |
| | Weltbank | 300,0 | 3,0 | 150,0 | 80,0 | 50,0 | 50,0 |
| | BioAbfV | 400,0 | 1,5 | 150,0 | 100,0 | 50,0 | 50,0 |

Im Diagramm Abb. 9.3 erfolgt die Gegenüberstellung der Daten der Kompostwerk - Technologie mit denen des Kaminzugverfahren Teheraner Modell als Vergleich sind die internationalen Standards bezüglich der Belastung der Feinfraktion aufgelistet. Als Datenbasis dienen alle iranischen Messwerte, deren Mittelwerte veranschaulicht sind. Die durch das Kaminzugverfahren Teheraner Modell erzeugte Feinfraktion weist bei Zink, Kupfer und Nickel deutlich niedrigere Werte auf, während im Kompostwerk das Element Chrom in geringerer Konzentration vorliegt. Die Bleibelastungen sind annähernd gleich. Unterstützend wirkte sich die Verwendung von Abfällen anderer Zusammensetzungen und Vorbehandlungen aus.

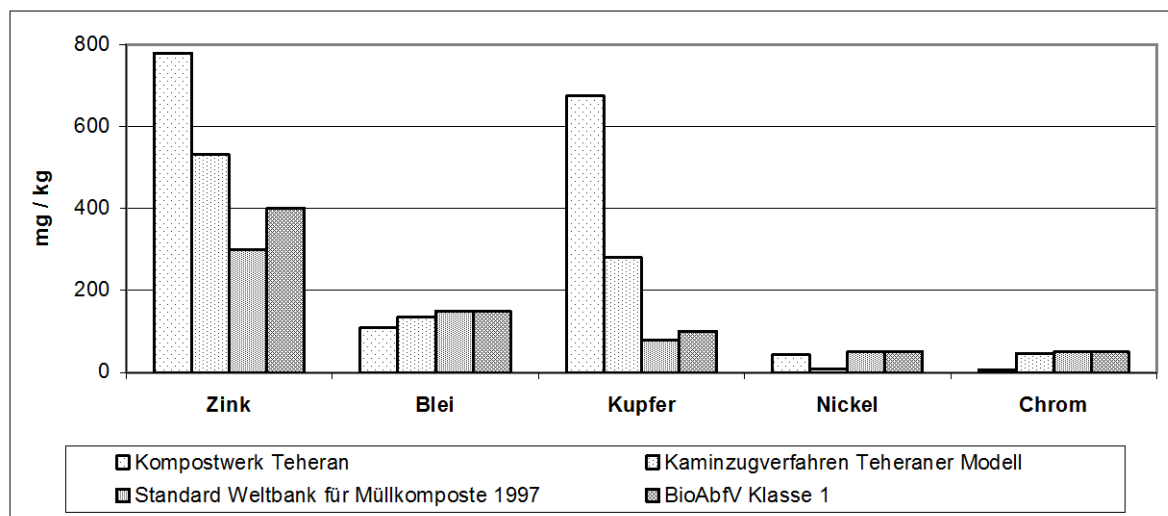


Abbildung 9.3: Diagramm der Feinfraktionsbelastung im Kompostwerk und beim Kaminzugverfahren

Süßwasserreserven nach dem Besorgnisgrundsatz zu schützen sind, gilt dieser Ansatz erst recht für aride Gebiete [Spillmann et al. 2006/2009].

I.II Belastungen des Grundwassers durch Abfallablagerungen

Empirische Ergebnisse belegen, dass naturintegrierbare Stoffe das Grundwasser nach standortgerechter Ablagerung nicht belasten. Alle Stoffe, die diese Bedingungen nicht erfüllen, werden in endlicher Zeit ausgetragen. Die Selbstreinigungskraft der Grundwasserleiter reicht nachweislich nicht aus, diese Stoffe hinreichend abzubauen oder stabil festzulegen. Die gegenwärtig in der Praxis getroffenen Annahmen bezüglich Umfang, Dauer und Reichweite der über das Sickerwasser emittierten toxischen und kanzerogenen Stoffe aus Abfallablagerungen können nur als relativ gesichert verwendet werden. Da Süßwasser in ariden Gebieten die Möglichkeiten menschlicher Existenz begrenzt und auch in humiden Gebieten nicht im Überschuss verfügbar ist, besteht die Notwendigkeit, sowohl in Industrieländern als auch in kapitalschwachen Ländern dauerhaft wirksame Maßnahmen gegen eine Gefährdung der Trinkwasserversorgung zu ergreifen. Falls die industrielle Verwertung bzw. Behandlung in einem Entwicklungsland noch nicht realisierbar ist, kann aus dem biologisch weitgehend stabilisierten Restabfall ein permanent aerober Deponiekörper hergestellt werden. Dieser kann später problemlos zur stofflichen Umwandlung zerlegt werden. Konservierungseffekte, die langfristig mobilisierbare Emissionen verursachen, treten nach dieser Stabilisierung nachweislich nicht mehr auf. Ablagerungen dieser Art können als naturintegrierbar angesehen werden, wenn vor dem Ende der Gewährleistung der technischen Barrieren die Sickerwässer nur noch naturintegrierbare Stoffe in standortgerechter Konzentration enthalten [Spillmann 2006/2009].



Abbildung I.1: Sickerwasser aus der Ablagerung unvorbehandelter Abfälle in Teheran

I.III Beurteilung der Sickerwasseremissionen

Messungen zum Wasserhaushalt von Deponiekörpern belegen, dass aufgrund der Mulchwirkung des Abfalls (kein kapillarer Wasseraufstieg) selbst in Halbwüsten, wo nur selten intensive Niederschläge auftreten, Sickerwässer abfließen. In wenig industrialisierten Zonen wird der Sickerwasseranfall noch erheblich intensiviert, weil die Abfälle infolge des hohen Frucht- und Gemüseanteils ca. 65 Gew.-% Wasser enthalten. Dieses Wasser wird durch Auflast und Abbauvorgänge in

III Abfallbehandlung mit dem Kaminzugverfahren

III.I Einsatz auf der Deponie Schwäbisch Hall

Die Deponie Hasenbühl bei Schwäbisch Hall wurde im Dezember 1976 in Betrieb genommen und ist damit die älteste, noch funktionstüchtige und in Betrieb befindliche, mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlage in Deutschland. Sie hielt seit dem Jahre 1976 die Werte der TASI 2001 ein [Spillmann 2002]. Die Betriebserlaubnis der Deponie beruhte auf einem Erlass des Regierungspräsidiums Stuttgart von 1995 auf der Grundlage der TASI 1993 und der Verordnung über Deponien, Langzeitlager sowie zur Änderung der AbfAbIV vom 24.07.2002. Sie war durchgehend bis zum Ende der Laufzeit im Mai 2005 gültig.

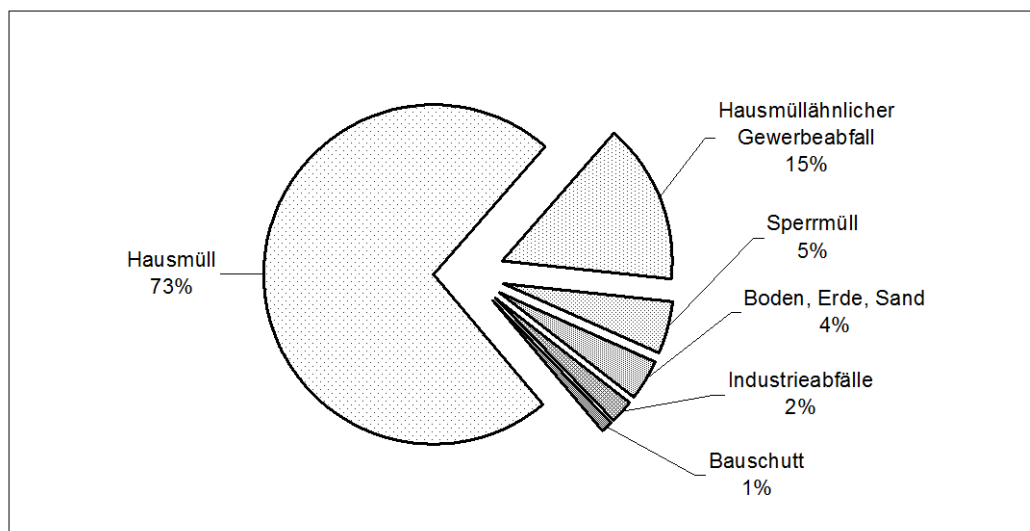


Abbildung III.1: Diagramm der Abfallzusammensetzung im Jahr 2002 [Iliesiu 2003]

Durch die Behandlung des Abfalls vor dessen Deponierung sollen folgende Zielstellungen realisiert werden:

- Minimierung der gasförmigen Emissionen aus dem Deponiekörper,
- Verbesserung der Qualität des Sickerwassers und
- Verlängerung der Laufzeit der Deponie bis zum Jahr 2005.

An die Anlage waren etwa 300.000 Einwohner der vorwiegend ländlich geprägten Kreise Schwäbisch Hall und Hohenlohe angeschlossen, die jährlich eine Müllmenge von ca. 73.000 Mg erzeugten, dass entspricht ca. 245 kg/EW*a.

Tabelle III.1: Deponie- und Rotteinput im Jahr 2002 [Iliesiu 2003]

| Splitting | Menge in Mg |
|---------------------------|----------------|
| Gesamtinput der Deponie | 73.162,39 |
| Einbau in Rottemieten | 68.894,52 |
| Ausschleusung, ohne Rotte | 4.267,87 |

Außer Boden, Bauschutt und Sortierreste war die gesamte Abfallmenge für die biochemische Behandlung vorgesehen, so dass ca. 68.000 Mg gerottet werden konnten, veranschaulicht in Tabelle III.1. Diese Menge entspricht ca. acht Prozent der 1996 in der gesamten Bundesrepublik mechanisch-biologisch behandelten Abfälle. Die Behandlung besteht aus zwei Phasen, der mechanischen Zerkleinerung und der sich anschließenden Rotte in statischen Tafelmieten, welche durch ein Belüftungssystem auf Kaminzugbasis mit Sauerstoff versorgt werden. Der Verrottungsprozess und somit die Güte der Rotte wird durch regelmäßiges Messen der Temperatur und der Gaszusammensetzung in Messlanzen und Abluftkaminen kontrolliert [Breuer 2000].

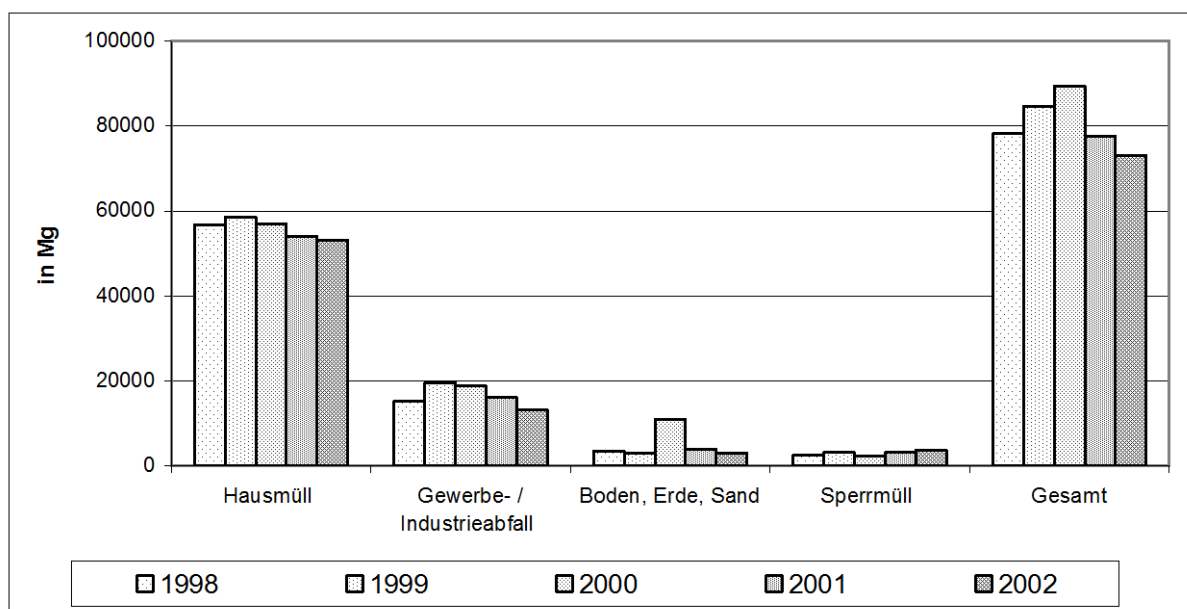


Abbildung III.2: Diagramm der Entwicklung der Abfallzusammensetzung [Iliesiu 2003]

III.II Das „Schwäbisch Haller Modell“

In Schwäbisch Hall fand zur Belüftung der Rottemieten ein abgewandeltes Kaminzugverfahren, das sogenannte „Schwäbisch Haller Modell“ nach Hashemi [Hashemi 1998], Anwendung. Dieses Verfahren zur Verrottung von Haus- und Gewerbemüll wurde seit 1994 genutzt. Es stellt eine sukzessive Weiterentwicklung des Kaminzugverfahrens nach Spillmann/Collins [1981] dar, das von 1976 bis 1982 und, in Abwandlungen, von 1986 bis 1994 vorwiegend zur Volumenreduktion in Schwäbisch Hall eingesetzt wurde. Für die Behandlung der Abfälle waren beim Schwäbisch Haller Modell folgende Arbeitsschritte festgeschrieben: Der Müll wird unmittelbar nach der Anlieferung mit einem langsamlaufenden Shredder auf eine Körnung < 200 mm zerkleinert und mit einem Rottebeschleuniger beimpft. Anschließend erfolgt der Transport des behandelten Gutes zur Mietenaufsetzstelle auf dem Müllkörper, wo es als ca. 2 m mächtiger Fuß der 25 m x 120 m

großen Rottemiete dient. Für einen einwandfreien, langanhaltenden Rotteverlauf ist ein bestimmter Anteil strukturgebenden Materials für ein ausreichendes Luftporenverhältnis notwendig. Zur Sauerstoffversorgung der Miete wird nach je acht Metern ein Belüftungssystem eingebaut, dieses besteht aus gelochten, horizontal verlegten Polyethylen - Dränrohren (DN 150), die zur Entlüftung mit zwei senkrechten Kaminen aus dem gleichen Material versehen werden. Die horizontalen Rohre treten an den Böschungen der Miete aus, um den Lufteintritt zu ermöglichen. Nach dem Aufsetzen der Miete erfolgt deren Abdeckung mit einer 20 - 30 cm dicken Schicht aus abgeseibtem Feinmaterial < 10 mm, das aus einem früheren Rottezyklus gewonnen wurde.



Abbildung III.3: Luftbild der Deponie in Schwäbisch Hall

Die Rottedauer beträgt ca. 5 Monate, wobei der exakte Abtragszeitpunkt durch Temperatur und Gaszusammensetzung bestimmt wird. Nach dem Erreichen dieser Werte wird das Mietenmaterial aufgenommen, zur Siebanlage transportiert und dort in eine Feinfraktion, die als Abdeckmaterial wiederverwendet wird, und eine Grobfraktion > 10 mm, die auf der Deponiefläche mit einem Kompaktor hochverdichtet eingebaut wird, getrennt. Das System von Breuer [Breuer 2000] wurde von 1999 bis 2001 angewendet und löste das Schwäbisch Haller Modell ab, siehe Abbildung III.4. Seit 2002 ist ein modifiziertes Verfahren, bedingt durch den Platzmangel, mit dem Namen „Landkreis SHA 2002“ im Einsatz [Iliesiu 2003]. Die Mietenhöhe beträgt jetzt 3,5 m. Zur Belüftung wird die Methode von Breuer genutzt, wobei Be- und Entlüftung getrennt sind. Sie erfolgt mittels zweier horizontal übereinander liegender, nicht durchgehender Rohre, welche in 1 m und

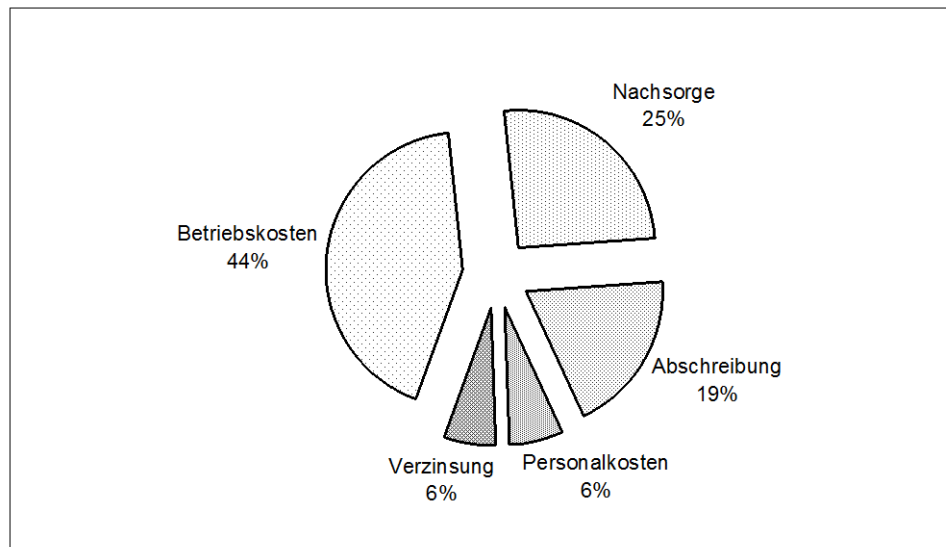


Abbildung III.5: Diagramm der Teilkosten des Deponiebetriebes [Iliesiu 2003]

Die Gesamtkosten des Deponiebetriebes beliefen sich im Jahr 2002 auf 4,3 Millionen Euro. Daraus ergibt sich ein Aufwand von ca. 60 €/Mg Abfall. Im Diagramm III.5 sind die Teilkosten des Deponiebetriebes veranschaulicht. Das Segment Betriebskosten beinhaltet Aufwendungen für Baumaßnahmen (Rekultivierung etc.) und die Bezahlung der Fremdfirmen.

Voraussetzung zur erfolgreichen Nutzung des Verfahrens

Gegenüber anderen Behandlungstechnologien, wie beispielsweise thermischer Verfahren, liegt der Vorteil von extensiven Rotteverfahren in deren ökonomischer Attraktivität. Die Wirtschaftlichkeit ergibt sich aus dem niedrigen Automatisierungsgrad sowie durch vertretbare finanzielle und energetische Aufwendungen. Aufgrund der „Einfachheit“ des Kaminzugverfahrens wurde und wird dieses abgewertet. Oft wird auch davon ausgegangen, dass für diese Low-Level-Technologie kaum fachlich qualifiziertes Betreuungspersonal erforderlich ist. Das ist jedoch ein Trugschluss. Nur ausgebildete und erfahrene Mitarbeiter sind in der Lage, mittels der wenigen, komplexen Steuergrößen und deren Korrelationen zueinander, kontinuierlich auf die Qualität des Rotteprozesses Einfluss zu nehmen. Durch die ständige, fundiert wissenschaftliche Betreuung, die zu zahlreichen Modifikationen führte, konnte die heutige technische Reife des Verfahrens als alternatives Behandlungsverfahren erreicht werden [Dörrie 2001].

Messgenauigkeit von $\pm(0,05 \% + 0,3 \text{ }^{\circ}\text{C})$, eingesetzt wurde. Die Messfühler werden direkt in das zu untersuchende Medium gesteckt. Das aus der Praxis bekannte Problem, der schnelle Verschleiß der Temperaturmessfühler und deren Zuleitungen durch Kabelbruch, Reibung, Hitze sowie durch aggressive Gase und Flüssigkeiten, konnte mit Hilfe eines von Herrn Hartmann, Universität Rostock, entwickelten, speziell angepassten Messfühlers umgangen werden. Im Wesentlichen besteht diese Fühleronderanfertigung aus einer Edelstahlhülse mit Edelstahlnick-schutzspirale, wobei das Sensorelement in Magnesiumoxid eingebettet ist.

Luftfeuchtigkeitsmessung

Die relative Luftfeuchte gibt bei konstanter Temperatur das Verhältnis zwischen dem momentanen Dampfdruck und dem Sättigungsdruck an. Die Messung erfolgte ausschließlich in den Kaminen mit dem DH 50 B von der Firma MELA Sensortechnik GmbH. Der kombinierte Messfühler erfasste die relative Luftfeuchtigkeit sowie die Temperatur. Der Sensor lag zum Schutz gegen Beschädigung unter einer Edelstahlsinterkappe aus V4A-Stahl. Nach 2 Jahren Einsatz fiel der Fühler wegen starker Korrosion im Anschlussbereich des PT 100 - Temperatursensors aus. Dieses Problem konnte von Herrn Hartmann durch Umhüllung der Anschlüsse mit Glaslot behoben werden.

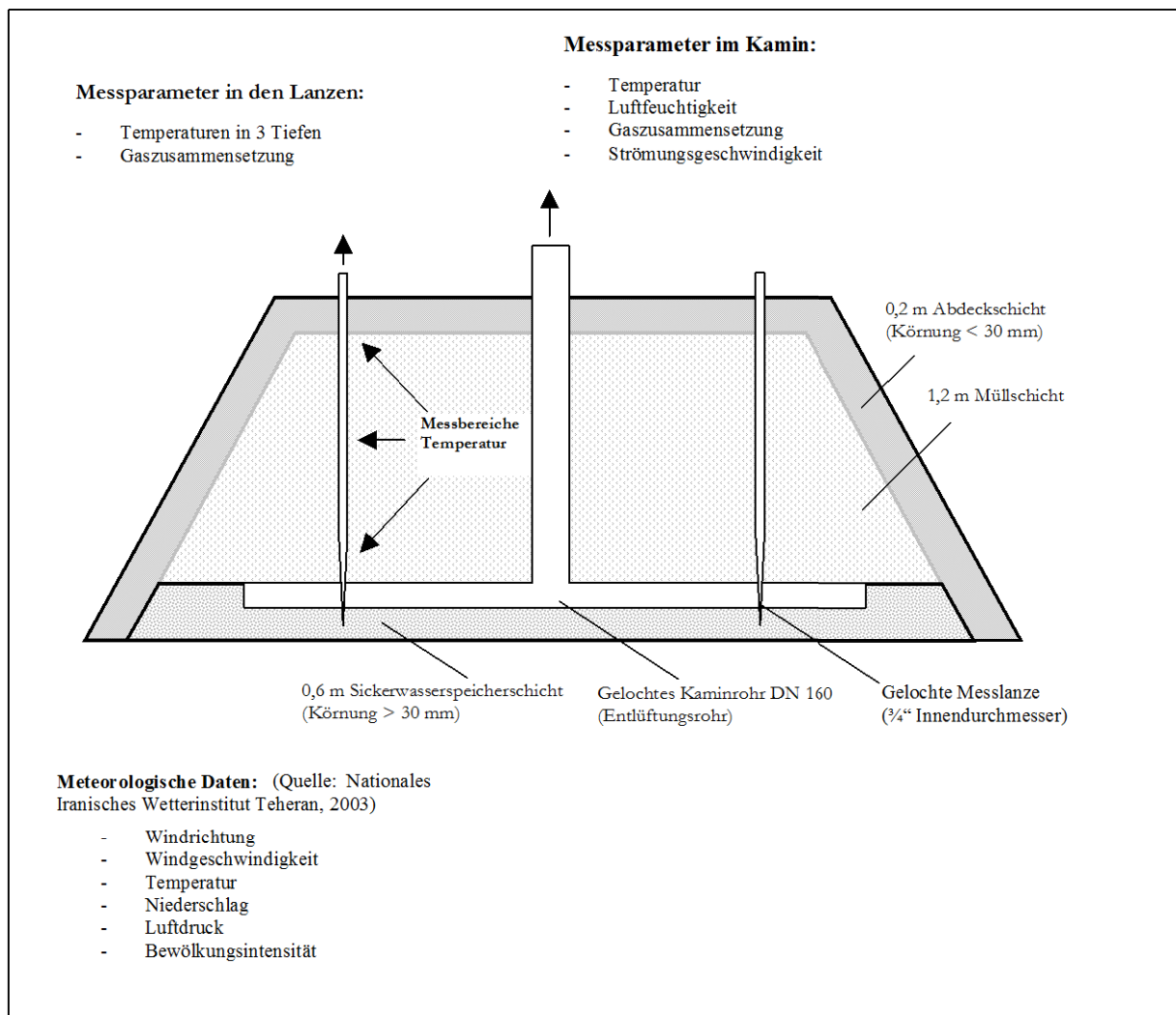


Abbildung IV.3: Messpunkte in der Miete und meteorologische Daten